

Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985–2019

Zustand und zeitliche Entwicklung von Schad- und Fremdstoffen, organischem Kohlenstoff und der Mikrobiologie im Boden



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

Bundesamt für Landwirtschaft BLW

Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985–2019

Zustand und zeitliche Entwicklung von Schad- und Fremdstoffen, organischem Kohlenstoff und der Mikrobiologie im Boden

Impressum

Herausgeber

Bundesamt für Umwelt (BAFU)

Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Bundesamt für Landwirtschaft (BLW)

Das BLW ist ein Amt des Eidg.

Departements für Wirtschaft, Bildung und Forschung (WBF).

Autoren

Thomas Gross, Anna-Sofia Hug, Janine Moll-Mielewczik,
Michael Müller, Daniel Suter, Daniel Wächter, Iris Wollmann,
Ramon Zimmermann, Reto Giulio Meuli (alle Agroscope)

Begleitung Bundesämter

Michael Zimmermann (BLW)

Samuel Vogel (BLW)

Fiona Spycher (ARE)

Thomas Drobnik (BAFU)

Corsin Lang (BAFU)

Gudrun Schwilch (BAFU)

Layout

Funke Lettershop AG

Titelbild

Beispiel einer Beprobungsfläche während einer Probenahme.

© NABO

PDF-Download

www.bafu.admin.ch/uz-2415-d

Eine gedruckte Fassung kann nicht bestellt werden.

Diese Publikation ist auch in französischer Sprache verfügbar.

Die Originalsprache ist Deutsch.

© BAFU/BLW 2024

Inhaltsverzeichnis

Abstracts	5	Abbildungen	50
Vorwort	6	Tabellen	52
Zusammenfassung	7	Abkürzungen	53
1 Einleitung	9	Literatur	55
1.1 Gesunde Böden als Lebensgrundlage	9	Anhänge	60
1.2 Die Nationale Bodenbeobachtung (NABO)	9		
1.3 Ziele und Inhalt des Berichts	10		
2 Methodische Grundlagen	12		
2.1 Das Messnetz der Nationalen Bodenbeobachtung	12		
2.2 Überblick über die Arbeitsschritte	13		
2.3 Darstellung der Zeitreihen als zentrierte Werte	18		
2.4 Datenverfügbarkeit	18		
3 Schad- und Fremdstoffe	19		
3.1 Überblick der Ergebnisse	19		
3.2 Siebte Erhebung und zeitliche Entwicklung	21		
3.3 Aktuelle Forschung im Rahmen der NABO	30		
4 Organischer Kohlenstoff	33		
4.1 Überblick der Ergebnisse	33		
4.2 Siebte Erhebung und zeitliche Entwicklung	34		
4.3 Aktuelle Forschung im Rahmen der NABO	39		
5 Mikrobiologische Bodeneigenschaften	40		
5.1 Überblick	40		
5.2 Zustand und zeitliche Entwicklung	42		
5.3 Aktuelle Forschung im Rahmen der NABO	45		
6 Folgerungen und Ausblick	48		
6.1 35 Jahre Monitoring von Böden	48		
6.2 Kupfer und Zink nehmen im intensiv genutzten Grasland weiter zu	48		
6.3 Organische Kohlenstoffgehalte sind über die Zeit konstant	48		
6.4 Mikrobiologisches Monitoring ist in der NABO etabliert	49		
6.5 Ausblick	49		

Abstracts

Soils are an essential resource for our livelihoods. The National Soil Monitoring Network (NABO) plays a crucial role in the early detection of threats to soil systems and serves as an effective tool for monitoring the success of soil protection. To do so, NABO operates a reference monitoring network with over 100 long-term monitoring sites, at which various soil pollutants, the organic carbon content, nutrient concentrations of nitrogen, phosphorus and potassium, as well as the diversity and abundance of soil biology are surveyed at regular time intervals. This report presents the results of all seven previous surveys (1985–2019) and discusses their progression over time.

Böden sind die unverzichtbare Grundlage unseres Lebens. Die Nationale Bodenbeobachtung (NABO) spielt eine entscheidende Rolle bei der frühzeitigen Erkennung von Gefahren für die Bodensysteme und dient als wirksames Instrument zur Erfolgskontrolle des Bodenschutzes. Dazu betreibt die NABO ein Referenzmessnetz mit über 100 Dauerbeobachtungsstandorten, an denen in regelmässigen Zeitintervallen verschiedene Bodenschadstoffe, der Gehalt an organischem Kohlenstoff, die Nährstoffkonzentrationen von Stickstoff, Phosphor und Kalium sowie die Diversität und die Abundanz der Bodenbiologie erhoben wird. Im vorliegenden Bericht werden die Resultate aller sieben bisherigen Erhebungen (1985–2019) vorgestellt und die Veränderung über die Zeit diskutiert.

Les sols sont au fondement de notre existence. L'Observatoire national des sols (NABO) contribue de manière déterminante à l'identification précoce des dangers menaçant les systèmes pédologiques et permet un contrôle efficace des résultats de la protection des sols. Il exploite à cette fin un réseau de référence regroupant plus de 100 sites d'observation permanente, auxquels sont mesurés à intervalles réguliers différents polluants du sol, la teneur en carbone organique, les concentrations de nutriments (azote, phosphore et potassium) ainsi que la diversité et l'abondance des êtres vivants du sol. Le présent rapport expose les résultats des sept cycles de relevés menés à ce jour (1985–2019) ainsi que les évolutions observées dans le temps.

I suoli rappresentano la base indispensabile della nostra vita. La Rete nazionale di osservazione dei suoli (NABO) svolge un ruolo decisivo nel riconoscimento precoce dei pericoli per il sistema dei suoli e rappresenta uno strumento efficace per il controllo dei risultati della protezione del suolo. La NABO gestisce infatti una rete di misurazione di riferimento con oltre 100 siti di monitoraggio continuo, dove vengono rilevati a intervalli regolari diversi inquinanti del suolo, il tenore di carbonio organico, le concentrazioni di nutrienti come azoto, fosforo e potassio, nonché la diversità e l'abbondanza della biologia del suolo. Il presente rapporto espone i risultati di tutti i sette rilevamenti effettuati finora (1985–2019) e tratta i cambiamenti avvenuti nel tempo.

Keywords:

continuous soil monitoring, progression, inorganic pollutants, soil organic carbon, nutrients, soil biology

Stichwörter:

Boden-Dauerbeobachtung, Zeitliche Entwicklung, Anorganische Schadstoffe, Organischer Kohlenstoff des Bodens, Nährstoffe, Bodenbiologie

Mots-clés :

observation permanente du sol, évolution temporelle, polluants inorganiques, carbone organique du sol, nutriments, biologie du sol

Parole chiave:

Monitoraggio continuo dei suoli, evoluzione temporale, sostanze nocive inorganiche, carbonio organico del suolo, nutrienti, biologia del suolo

Vorwort

Luft, Wasser und Boden – die drei wichtigsten Grundlagen für Leben auf der Erde. Die Böden sind komplexe Systeme aus belebten und unbelebten, organischen und anorganischen sowie flüssigen, gasförmigen und festen Bausteinen. Böden sind nicht nur unersetzliche Grundlage unserer Nahrungsmittelversorgung, sondern auch grösster Filter unseres Trinkwassers. Böden sorgen ebenfalls dafür, dass die grossen Wassermengen von intensiven Niederschlagsereignissen zeitverzögert und in reduzierter Menge in Oberflächengewässer eingespiesen werden und sind gleichzeitig wertvolle Wasserspeicher während Trockenperioden. Böden sind der grösste terrestrische Speicher von Kohlenstoff und bilden die Basis unterschiedlicher Lebensräume für eine Vielzahl von Tieren, Pflanzen, Pilzen sowie Bakterien.

Diese wertvollen Ökosystemleistungen der Böden sind bekannt. Gleichwohl sind sie nicht einfach gegeben, sie können erheblich beeinträchtigt werden: Verdichtete Böden sind in ihrer Wasserspeicher- und filterkapazität eingeschränkt. Sie leisten höheren Abflussmengen auf der Oberfläche und geringeren Reserven bei Trockenheit Vorschub. Gleichzeitig steigt das Risiko der Erosion, und starke Verdichtung wirkt sich auch nachteilig auf die Ertragsfähigkeit eines Bodens aus. Bei nicht standortangepasster Bewirtschaftung oder falscher Nutzung können grosse Mengen Kohlenstoff freigesetzt werden. Hohe Einträge von Schad- und Nährstoffen können die Filter- und Pufferkapazität unserer Böden übersteigen. Dies kann nicht nur zu belasteten Böden führen, sondern auch zur Anreicherung dieser Stoffe im Trinkwasser und in unseren Nahrungsmitteln.

Um die Leistungen der Böden auch für zukünftige Generationen zu erhalten, ist nicht nur ein sorgsamer Umgang mit unseren Böden essentiell, sondern auch das frühzeitige Erkennen von Veränderungen. Die Nationale Bodenbeobachtung NABO unterhält deshalb seit rund 40 Jahren ein Referenzmessnetz aus über 100 Standorten, verteilt über die gesamte Schweiz. An diesen Standorten werden neben Schadstoffen auch Nähr- und Kohlenstoffgehalte sowie die Anzahl und die Diversität der Bodenorganismen erhoben.

Der hier vorliegende Bericht umfasst die Resultate der sechsten und siebten Erhebung des NABO-Referenzmessnetzes und vergleicht sie mit den fünf früheren Erhebungen. Die Schwerpunkte des Berichts liegen auf der Entwicklung der Schwermetall- und Kohlenstoffkonzentrationen. Dank umfangreicher Untersuchungen und Einsatz neuer, innovativer Methoden sind ausserdem detaillierte Einblicke in die Bodenbiologie und ihr Zusammenspiel mit Standorteigenschaften und Landnutzung möglich.

Dem sorgsamen Umgang mit der wertvollen und endlichen Ressource Boden stehen eine Vielzahl neuer Herausforderungen gegenüber, so beispielsweise der Umgang mit Belastungen durch Pflanzenschutzmittel (PSM), durch per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS) oder durch Mikroplastik. Die NABO erweitert deshalb laufend das Beobachtungsportfolio und nimmt aktuelle Themen in die bestehende Beobachtung auf. Der Bericht schliesst mit einem Ausblick auf die künftige Entwicklung der Bodenbeobachtung in der Schweiz.

Zusammenfassung

Der Boden ist Grundlage unserer Nahrungsmittelproduktion, Lebensraum, und nimmt eine wichtige Rolle im Wasser-, Nährstoff- und Kohlenstoffkreislauf ein. Das frühzeitige Erkennen von Beeinträchtigungen dieser Bodenfunktionen ist wichtig, um im Sinne des Vorsorgeprinzips möglichst vor dem Eintreten unerwünschter Auswirkungen Massnahmen einzuleiten. Daher untersucht die Nationale Bodenbeobachtung der Schweiz (NABO) mit ihrem Messnetz aus über 100 Beobachtungsstandorten seit 1985 den Zustand und die Entwicklung der Bodengesundheit anhand definierter Bodeneigenschaften. Diese NABO-Standorte repräsentieren für die Schweiz typische Kombinationen aus Landnutzung, Bodentyp, Geologie, Höhenstufe und anderen Standorteigenschaften. Zwei Drittel der Standorte werden landwirtschaftlich genutzt (Ackerbau, Grasland und Spezialkulturen), rund ein Drittel der Standorte liegt im Wald, einzelne Standorte befinden sich in Schutzgebieten und Stadtparks. Der vorliegende Bericht präsentiert einerseits die Resultate über den Zustand der Böden in der siebten Erhebung der NABO (2015–2019) und andererseits die zeitliche Entwicklung von Schad- und Fremdstoffen, organischem Kohlenstoff und der Bodenmikrobiologie in den obersten 20 cm des Bodens («Oberboden») seit Beginn des Monitorings. Zudem werden laufende Ergänzungsuntersuchungen vorgestellt. Diese umfassen unter anderem die Messung von Pflanzenschutzmittelrückständen im Boden, die geografische Verteilung von Schwermetallen in Schweizer Böden, den organischen Kohlenstoff im Bodenprofil und die Integration molekulargenetischer Methoden zur Erfassung der Biodiversität ins Monitoring der NABO.

Bei den Schwermetallen setzte sich der seit mehreren Erhebungen beobachtete Konzentrationsanstieg von Kupfer und Zink im Oberboden intensiv genutzter Graslandstandorte fort. Stoffflussanalysen aus Bewirtschaftungsdaten zeigen, dass dieser Anstieg auf die langjährige Ausbringung grosser Mengen Hofdünger (Gülle und Mist) zurückzuführen ist. Obwohl die Konzentrationen an den meisten Graslandstandorten deutlich unterhalb der Richtwerte gemäss der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo, 1998) liegen, ist zur Vermeidung eines weiteren Konzentrationsanstiegs, besonders an Standorten mit hoher Nutztierdichte, eine Hofdüngergabe zu empfehlen,

welche sich am Nährstoffbedarf der Nutzpflanzen auf Parzellenebene orientiert. Eine rein gesamtbetrieblich ausgeglichene Nährstoffbilanz ist nicht ausreichend, um eine Anreicherung auf einzelnen Parzellen auszuschliessen. An einigen Standorten mit Spezialkulturen, besonders im Rebbau, wurden Kupferkonzentrationen gemessen, welche die Richtwerte gemäss VBBo um ein Mehrfaches überschreiten. Anders als im Grasland sind diese hohen Konzentrationen auf die regelmässige Anwendung kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel (PSM) zurückzuführen. Cadmium ist ein weiteres Schwermetall, das zum Teil über die landwirtschaftliche Bewirtschaftung in die Böden gelangt, insbesondere durch phosphorhaltige Mineraldüngemittel. Im NABO-Messnetz zeigten jedoch nur einzelne Standorte bei Cadmium Richtwertüberschreitungen bzw. Konzentrationsanstiege. Blei und Quecksilber wurden ehemals in grossen Mengen über atmosphärische Deposition eingetragen und reicherten sich im Boden an. Während der 1990er-Jahre, seit der Umsetzung strengerer Vorschriften bei der Luftreinhaltung nahmen die Konzentrationen im Oberboden messbar ab, bedingt durch geringere Einträge und Verlagerungsprozesse. Seither haben sich die Blei- und Quecksilberkonzentrationen nur wenig verändert. Bei Nickel-, Chrom- und Cobaltkonzentrationen, welche an NABO-Standorten vorrangig geogen beeinflusst sind, wurden keine nennenswerten Veränderungen festgestellt.

Dem organischen Kohlenstoff im Boden wird aufgrund seiner Bedeutung im globalen Kohlenstoffkreislauf und für vielfältige Bodenfunktionen in der Wissenschaft und Praxis (z. B. in der Landwirtschaft) immer grösseres Interesse zuteil. Sowohl natürliche, als auch anthropogen beeinflusste Prozesse wie etwa der Klimawandel können dazu führen, dass im Boden gespeicherter Kohlenstoff als Kohlenstoffdioxid in die Atmosphäre verlagert wird. Die Konzentration des organischen Kohlenstoffs in der siebten Erhebung der NABO ist an Ackerbaustandorten am geringsten und mehr als doppelt so hoch an Grasland- und Waldstandorten. Die zeitlichen Veränderungen sind im Allgemeinen gering. An einigen landwirtschaftlich genutzten Standorten wurden Änderungen in der Konzentration des organischen Kohlenstoffs über die Zeit festgestellt. Diese konnten durch veränderte Mengen an ausgebrachtem Hofdünger (an Ackerbau- und Graslandstandorten) und/

oder durch den Anteil an Kunstwiese in der Fruchtfolge (an Ackerbaustandorten) erklärt werden.

Mikrobiologische Bodeneigenschaften werden an ausgewählten NABO-Standorten seit 2012 jährlich erhoben (NABObio-Standorte). Diese beinhalten die Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse als Mass der Abundanz, die Basalatmung als Mass der mikrobiellen Aktivität, sowie molekulargenetische Methoden zur Bestimmung der Diversität von Bakterien und Pilzen. Landwirtschaftlich genutzte NABObio-Standorte beinhalteten ursprünglich je zehn Ackerbau- und Graslandstandorte, aufgrund von Nutzungsänderungen hat sich dieses Kollektiv jedoch auf neun Ackerbau- und sieben Graslandstandorte reduziert. Über einen Teil des Beobachtungszeitraums wurden zudem zehn Waldstandorte berücksichtigt. Ergebnisse von 2012–2021 zeigen, dass sich die mikrobiologischen Bodeneigenschaften insbesondere in Bezug auf die Landnutzung unterscheiden. So sind die mikrobielle Biomasse und Basalatmung höher an Waldstandorten im Vergleich zu Ackerbau- und Graslandstandorten. Pro Standort bzw. Landnutzung zeigen die mikrobiologischen Messungen eine gute Wiederholbarkeit über die Zeit, was auf die Robustheit der angewandten Methoden hinweist. Die molekulargenetischen Analysen zur Messung der Diversität von Bakterien und Pilzen sind für die Jahre 2012–2016 abgeschlossen. Diese Analysen zeigen, dass sich neben den Abundanz- und Aktivitätsmessgrößen auch die Bakterien- und Pilz-Gesellschaften zwischen Ackerbau-, Grasland- und Waldstandorten deutlich voneinander unterscheiden. Der pH-Wert und das Verhältnis zwischen Kohlenstoff und Stickstoff sind die wichtigsten Bodeneigenschaften, welche Unterschiede in der Artenzusammensetzung von Bakterien und Pilzen einzelner Standorte beeinflussen. Zudem haben sich bei Bakterien der jährliche Niederschlag am jeweiligen Standort, und bei Pilzen die Höhenlage des Standortes als wichtige Einflussgrößen herausgestellt.

Das Monitoring der NABO zeichnet sich einerseits durch die mehr als 35 Jahre andauernde, beständige Erfassung miteinander vergleichbarer Datensätze für verschiedene Bodeneigenschaften aus. Andererseits kamen über die Zeit neue Fragestellungen hinzu oder gelangten in den Fokus der Forschung, wie etwa das Interesse an organischem Kohlenstoff im Ober- und Unterboden oder die ökologischen Auswirkungen von PSM und Mikroplastik.

Rückgrat sowohl für retrospektive als auch zukünftige Untersuchungen bildet das umfangreiche Bodenprobenarchiv, das bis in die Anfänge der NABO zurückreicht.

1 Einleitung

1.1 Gesunde Böden als Lebensgrundlage

Rund 95 % der Lebensmittel stammen direkt oder indirekt aus dem Boden (FAO und UNEP, 2021). Zerstören wir den gesunden Boden, sei es durch Belastung mit Schadstoffen, durch Übernutzung oder übermässigen Druck auf die Bodenstruktur, zerstören wir eine unserer wichtigsten Lebensgrundlagen. Ein intakter Boden ist ein Katalysator, der es Pflanzen ermöglicht, Kohlenstoffdioxid (CO₂) mithilfe von Sonnenenergie in Kohlenhydrate umzuwandeln, die das Leben auf der Erde über die ganze Nahrungskette mit Energie versorgen. Die Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen limitiert die Produktivität des terrestrischen Ökosystems. Das gesamte biologische Leben ausserhalb der Weltmeere ist abhängig von den Nährstoffen, die der Boden speichert und zur Verfügung stellt. Der Boden ist nach den Ozeanen der grösste aktive Kohlenstoffspeicher (Lal, 2008). Investitionen in den Erhalt oder die Verbesserung der Bodengesundheit führen zu einem breiten Spektrum an Vorteilen: Verbesserte Bedingungen für die Kohlenstoffbindung, potenzielle Abschwächung des Klimawandels und Anpassungen an diesen, erhöhte Wasserinfiltration, -speicherung und -verfügbarkeit für Pflanzen, und infolgedessen reduzierte Bodenerosion, effizientere Nährstoffkreisläufe und Schutz von Grund- und Oberflächengewässern. Darüber hinaus erhöht sich die biologische Vielfalt und die Resilienz der Ökosysteme und damit langfristig deren Lebensfähigkeit und die Gewährleistung der Ernährungssicherheit: ein zuverlässiger physischer, sozialer und wirtschaftlicher Zugang von ausreichend, sicheren und gesunden Lebensmitteln für alle Menschen zu jeder Zeit (FAO, 2001). Um dies zu erreichen, müssen ausreichend Nahrungsmittel, Futtermittel, sowie Faser- und Brennstoffe für eine wachsende Weltbevölkerung jetzt und in der Zukunft zur Verfügung stehen. Die Grundlage dafür bildet eine regenerative und nachhaltige Bodenbewirtschaftung und der Schutz der empfindlichen, begrenzten und in menschlichen Zeiträumen nicht erneuerbaren Ressource Boden.

1.2 Die Nationale Bodenbeobachtung (NABO)

Die Beurteilung des Bodenzustandes erfordert wissenschaftlich fundierte Daten. Ausgehend von der Erkenntnis, dass der Wissensstand über Belastungen der Böden in der Schweiz sehr lückenhaft war, und mit dem Ziel, den Zustand des Bodens und dessen Funktionen über lange Zeiträume zu verfolgen und zu dokumentieren, wurde 1984 die Nationale Bodenbeobachtung der Schweiz (NABO) eingerichtet. Das Hauptziel der NABO lag zunächst in der Messung der langfristigen Entwicklung der Schadstoffbelastung im Boden (Desaules und Studer, 1993). Aus methodischen Gründen wurde damals auf die Erfassung von physikalischen und biologischen Messgrössen vorerst verzichtet. Die Aufgaben der NABO und die Abgrenzung zu den kantonalen Vollzugsaufgaben wurde in der Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo, 1986) verankert. Mit deren Ablösung durch die Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo, 1998) wurde die Definition der Bodenfruchtbarkeit breiter ausgelegt und neben chemischen Belastungen auch biologische und physikalische Belastungen explizit eingeschlossen. Nach und nach wurden physikalische und bodenbiologische Untersuchungen in die Aktivitäten der NABO integriert (Abb. 1) und ermöglichen eine umfassendere Erfassung und Beurteilung des Bodenzustandes bzw. im weiteren Sinne der Bodengesundheit (Doran, 2002).

Das langfristige Monitoring der NABO ist ein zentrales Instrument des vorsorgenden Bodenschutzes. Mögliche Beeinträchtigungen der Bodenfruchtbarkeit sollen frühzeitig erkannt und prognostiziert werden, um rechtzeitig entsprechende Gegenmassnahmen ergreifen zu können (Desaules und Studer, 1993). Gleichzeitig dient das Monitoring als Erfolgskontrolle für ergriffene Massnahmen, indem deren Wirkungen auf den Boden dokumentiert werden. Die NABO betreibt ein Messnetz von aktuell 114 Beobachtungsstandorten («NABO-Standorte», Abb. 2, Stand: Dezember 2022). Rund zwei Drittel der Standorte werden landwirtschaftlich genutzt als Ackerbau, Grasland oder Spezialkulturen und ein knappes Drittel der Standorte liegt im Wald. Abgerundet wird das Standortkollektiv durch Schutz- und Stadtparkstandorte. Die NABO-Standorte werden alle fünf Jahre beprobt und die Ergebnisse

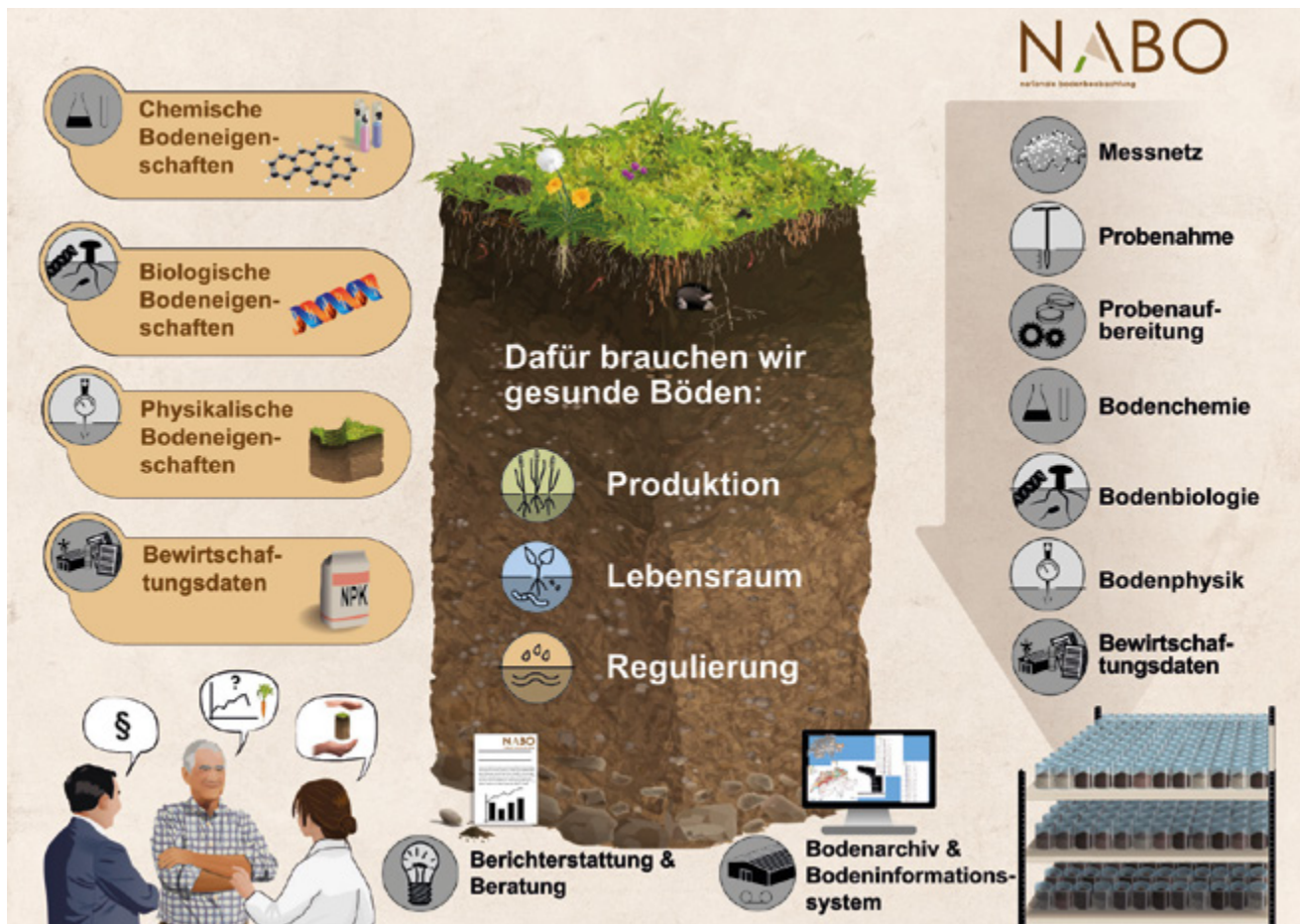
publiziert (Desaules et al., 2006; Desaules und Dahinden, 2000; Desaules und Studer, 1993; Gubler et al., 2015a, 2022; Meuli et al., 2014).

Neben der periodischen Beprobung des Bodens erfasst die NABO seit Mitte der 1980er-Jahre auf ausgewählten landwirtschaftlich genutzten Standorten jährlich die Bewirtschaftungsdaten. Diese werden einerseits zur Berechnung von parzellenscharfen Stoffflüssen (Nährstoffe und Schwermetalle) verwendet, andererseits werden sie benötigt, um bodenphysikalische und bodenbiologische Messwerte interpretieren zu können (Gross et al., 2021a, b).

1.3 Ziele und Inhalt des Berichts

Gegenstand dieses Berichts sind der Zustand und die zeitliche Entwicklung von Schad- und Fremdstoffen, organischem Kohlenstoff und mikrobiellen Bodeneigenschaften im Oberboden (0–20 cm) der NABO-Standorte. Physikalische Bodeneigenschaften, wie etwa das Raumgewicht der Feinerde und der Wassergehalt während der Probenahme, werden als Metainformation einbezogen. Die Bewirtschaftungsdaten für landwirtschaftlich genutzte Parzellen werden zur Berechnung von Stoffflussanalysen herangezogen (Gross et al., 2021a). Erkenntnisse daraus fließen, wo möglich, in die Interpretation

Abb. 1: Die Nationale Bodenbeobachtung NABO im Überblick



der Bodeneigenschaften ein. Der vorliegende Bericht deckt für Schwermetalle und organischen Kohlenstoff den Zeitraum von der ersten Erhebung der NABO (1985–1989) bis zur siebten Erhebung (2015–2019) ab. Für die mikrobiologischen Bodeneigenschaften deckt der Bericht das erste Jahrzehnt des mikrobiologischen Monitorings der NABO (2012–2021) ab.

Zunächst bietet der vorliegende Bericht einen Überblick über die methodischen Grundlagen (Kap. 2). Wo nötig, wird auf weiterführende Grundlagendokumente verwiesen. Darauf aufbauend werden der Zustand in der siebten Erhebung sowie die zeitlichen Verläufe ausgewählter Schwermetalle (Kap. 3), des organischen Kohlenstoffs (Kap. 4) sowie mikrobiologischer Bodeneigenschaften (Kap. 5) dargestellt und erläutert. Wenn möglich nehmen die Kapitel Bezug auf regulatorische Grundlagen, insbesondere auf die VBBo (1998). Der Fokus des Berichts liegt auf Bodeneigenschaften, welche Teil des Monitorings sind. In verschiedenen Statusuntersuchungen wurde zudem die geografische Verteilung der Konzentrationen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), polychlorierten Biphenylen (PCB), Dioxinen und Furanen sowie PFAS im Boden einmalig erfasst (Desaules et al., 2008; Desaules et al., 2009; Schmid et al., 2005; Thalmann et al., 2022). Die NABO führt zudem verschiedene Ergänzungsuntersuchungen durch, welche ebenfalls in diesem Bericht beschrieben werden, insbesondere zum geochemischen Bodenatlas der Schweiz (Kap. 3.3.1), zur Integration von Pflanzenschutzmitteln ins Monitoring von Böden (Kap. 3.3.2), zu organischem Kohlenstoff im Bodenprofil (Kap. 4.3.2) und zu zehn Jahren molekularbiologischer Methoden auf NABO-Standorten (Kap. 5.3.1).

2 Methodische Grundlagen

2.1 Das Messnetz der Nationalen Bodenbeobachtung

Grundlage dieses Berichts sind Bodeneigenschaften, welche in regelmässigen zeitlichen Intervallen an aktuell 114 NABO-Standorten (Abb. 2 und Tab. 1, Stand: Dezember 2022) erhoben werden. Die NABO-Standorte sind über die Schweiz verteilt und decken für die Schweiz typische Kombinationen aus Landnutzung (Ackerbau, Grasland, Spezialkulturen, Wald, Schutzstandorte und zwei Stadtparks), Bodentyp, Geologie, Höhenstufen und weiteren Standorteigenschaften ab. Als Grasland genutzte Standorte wurden gemäss deren Nutzungsintensität in intensiv (mindestens vier Mal genutzt bzw. gedüngt pro Jahr), wenig intensiv (etwa drei Mal genutzt bzw. gedüngt pro Jahr) und extensiv (Alpweiden und nicht regelmässig

gedüngte Naturwiesen) unterteilt. Die Einteilung der Nutzungsintensität ist aufgrund des langen Beobachtungszeitraums mit einer gewissen Unschärfe behaftet, beispielsweise aufgrund zwischenzeitlicher Änderungen der Nutzungsintensität, erlaubt aber eine grobe Kategorisierung (vgl. Gross et al., 2021a, b). Weiterführende Informationen zur Standortauswahl finden sich im aktuellen Standortkonzept (Schwab und Gubler, 2016a) sowie in Desales und Studer (1993). Die NABO-Standorte sind weder markiert, abgesperrt noch anderweitig geschützt, so dass die Nutzung möglichst praxisnah erfolgen kann.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Anzahl NABO-Standorte pro Landnutzung, deren Beprobung während der siebten Erhebung sowie deren Berücksichtigung für Schwermetall-, Kohlenstoff- und mikrobiologische Analysen. Von total

Abb. 2: NABO-Standorte und deren Landnutzung

Stand: Dezember 2022.

NABO-Standorte
(farbig = Standorte mit Bewirtschaftungsdaten)

- Ackerbau
- Grasland
- ◆ Spezialkulturen
- ▲ Wald
- ★ Andere

Kantone

— Grenzen

0 25 50 km



114 NABO-Standorten wurden in der Siebterhebung 113 beprobt, ein neu aufgenommen Standort wird erst während der achten Erhebung berücksichtigt werden. Bei den Schwermetallen beschränken sich die Konzentrationsmessungen auf Standorte, welche für aktuelle Fragestellungen relevant sind und für welche in vergangenen Erhebungen Konzentrationsanstiege festgestellt wurden (vgl. Kap. 3.1). Mikrobiologische Bodeneigenschaften werden bisher nur auf ausgewählten Standorten des NABO-Messnetzes («NABObio-Standorte») gemessen und deren Auswahl und Veränderungen der Anzahl über die Zeit werden in Kap. 5.1 thematisiert.

2.2 Überblick über die Arbeitsschritte

2.2.1 Probenahme

Die Probenahme der NABO sieht fünfjährige Intervalle zwischen den Erhebungen vor. Eine Ausnahme bildet die Probenahme zur Bestimmung mikrobiologischer

Bodeneigenschaften. Diese wird an «NABObio-Standorten» seit 2012 in jährlichen Abständen durchgeführt (vgl. Kap. 2.2.4 und 5.1). Für verschiedene Bodeneigenschaften sind inzwischen Zeitreihen über 35 Jahre, d. h. sieben Erhebungen, verfügbar.

Die Probenahme und die anschliessende Probenaufbereitung erfolgen gemäss interner Wegleitungen und orientieren sich am Handbuch für Probenahme und Probenvorbereitung des BUWAL (2003). Das Design der Probenahme wurde bei der ersten Erhebung festgelegt und seither beibehalten. Hierbei werden auf definierten quadratischen 100 m²-Flächen («Beprobungsflächen») bis auf eine Tiefe von 20 cm («Oberboden») Bodenproben entnommen (Abb. 3). Für chemische und mikrobiologische Messungen wurden jeweils separate Beprobungsflächen ausgeschieden, welche direkt aneinandergrenzen und möglichst ähnliche Bodeneigenschaften aufweisen. Wie bereits in früheren Berichten präzisiert (Gubler et al., 2015a;

Tab. 1: Übersicht der NABO-Standorte gegliedert nach Landnutzung

Anzahl der Standorte mit Messung von Schwermetallen, organischem Kohlenstoff und mikrobiologischen Bodeneigenschaften in der siebten Erhebung. Bei Schwermetallen wurde an einzelnen Standorten nicht für jedes Schwermetall gemessen. Dort werden Bandbreiten (minimal–maximal gemessene Standorte) angegeben.

	Total	Aktuell Beprobt	Schwermetalle	Organischer Kohlenstoff	Mikrobiologische Bodeneigenschaften
			Siebte Erhebung	Siebte Erhebung	Siebte Erhebung
Ackerbau	34	34	25–27	32	9
Grasland					
extensiv	16	15	0–3	15	1
wenig intensiv	12	12	5–9	9	4
intensiv	6	6	6	6	2
Wald					
Laubwald	11	11	0	10	4
Mischwald	6	6	0	4	2
Nadelwald	11	11	0	11	4
Spezialkulturen					
Gemüsebau	4	4	4	4	0
Obstbau	3	3	3	3	0
Rebbau	5	5	3	4	0
Andere					
Schutzstandort	4	4	2	4	0
Stadtspark	2	2	2	2	0
Total	114	113	44–53	104	26

Meuli et al., 2014), werden für chemische Messungen auf jeder Beprobungsfläche vier Flächenmischproben mit je 25 Einstichen entsprechend den Vorgaben der VBBo (1998) entnommen (Abb. 3). Für die Bestimmung der mikrobiologischen Bodeneigenschaften werden drei Flächenmischproben aus je 25 Einstichen entnommen. Die Einstiche erfolgen mit Hohlmeisselbohrern aus Einfachstahl mit einem Innendurchmesser von 2,5 cm. Seit Anfang der 2000er-Jahre wird an allen NABO-Standorten zusätzlich eine fünfte Flächenmischprobe genommen. Diese dient als unveränderte Reserveprobe, die feldfrisch bei -20°C eingelagert wird. Diese tiefgekühlten Bodenproben können nach entsprechender Aufbereitung für weitergehende Analysen (z. B. leichtflüchtige Stoffe) verwendet werden und sind nicht Gegenstand dieses Berichts. Weiterführende Angaben zur Probenahme finden sich in Desaulles und Studer (1993) und Meuli et al., (2014).

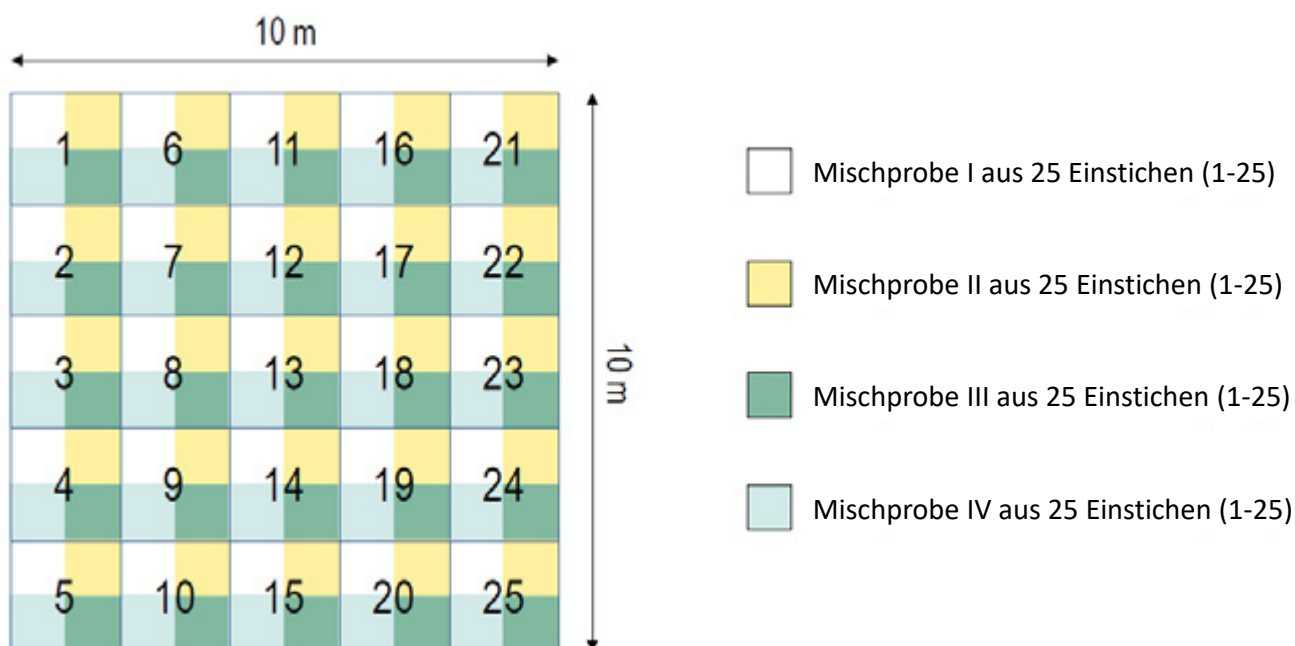
Seit 2003 werden standardmässig bei jeder Probenahme zusätzlich zu den Flächenmischproben die bodenphysikalischen Begleitparameter Raumgewicht, Lagerungsdichte und Wassergehalt der Feinerde von

0–20 cm Bodentiefe erhoben gemäss den Definitionen in Schwab und Gubler (2016a). Diese Daten werden anhand von vier volumetrischen Proben an den Seitenrändern ausserhalb der Beprobungsfläche erhoben. Die daraus gewonnene Meta-Information ist wichtig für die Beurteilung des Bodenzustandes zum Zeitpunkt der Probenahme und zur Interpretation der chemischen, physikalischen und biologischen Analyseresultate.

Für die Berechnung von Vorräten im Bodenprofil (z. B. organischer Kohlenstoff, vgl. Kap. 4.3.2), deren zeitliche Entwicklung, und für fundierte Kenntnisse über die standortspezifischen Bodeneigenschaften in tieferen Bodenschichten, werden an sogenannten Hauptstandorten des NABO-Messnetzes zusätzlich vier Volumenproben bis in eine Bodentiefe von 75 cm entnommen (Schwab und Gubler, 2016b). Die Beprobung erfolgt mittels Schlagsonden mit einem Innendurchmesser von 5 cm und wird ausserhalb der Beprobungsflächen durchgeführt. Die Bohrkerns werden in pedologische Horizonte unterteilt und für die Weiterverwendung zu Horizontmischproben aggregiert (Schwab und Gubler, 2016b).

Abb. 3: Beprobungsfläche für Flächenmischproben (Meuli et al., 2014)

Vier Flächenmischproben zu je 25 Einstichen.



2.2.2 Aufbereitung und Archivierung der Bodenproben

Die Probenaufbereitung der Flächenmischproben für chemische Messungen erfolgt anhand interner Wegleitungen zur Probenaufbereitung von Bodenproben, gestützt auf das Handbuch für Probenahme und Probenvorbereitung des BUWAL (2003). Die Flächenmischproben werden bei 40 °C während 48 Stunden getrocknet, mittels Backenbrecher zerkleinert, auf 2 mm gesiebt, in Kunststoffbehälter abgefüllt und im Bodenprobenarchiv der NABO eingelagert. Die Probenaufbereitung der drei Flächenmischproben zur Bestimmung der mikrobiologischen Eigenschaften erfolgt in Zusammenarbeit mit der Forschungsgruppe Molekulare Ökologie (Agroscope). Die Proben werden bei 4 °C gekühlt transportiert und zunächst soweit homogenisiert, dass pro Mischprobe eine repräsentative Teilprobe von einem halben Gramm entnommen werden kann, die für Extraktion des Erbmaterials (Desoxyribonukleinsäure, DNS) benötigt wird (Gschwend et al., 2021a). Danach werden die Proben auf 2 mm gesiebt und portionenweise vorgetrocknet für die anschliessende Messung der mikrobiellen Biomasse und Basalatmung (vgl. Kap. 2.2.4). Die Messung der mikrobiellen Biomasse und der Basalatmung der Grasland- und Ackerbaustandorte erfolgt durch die Forschungsgruppe Pflanzen-Boden-Interaktionen bei Agroscope. Die Messung der Waldstandorte erfolgte von 2012–2016 durch die Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) und in 2020 durch die Forschungsgruppe Pflanzen-Boden-Interaktionen bei Agroscope. Detaillierte Angaben zum Vorgehen sind in den Referenzmethoden für mikrobiologischen Bestimmungen zu finden (FAL et al., 1996). Analysen

und Auswertungen zur Diversität von Bakterien und Pilzen werden durch die Forschungsgruppe Molekulare Ökologie bei Agroscope durchgeführt.

Für die Erhebung der physikalischen Begleitparameter wird die Trocknung bei 105 °C durchgeführt. Die Grobfraktion (Kies und Steine, «Skelett») wird mittels Nasssiebung abgeschieden, gewogen und deren Volumen unter der Annahme einer mittleren Skelettdichte von 2,4 g cm⁻³ berechnet (Schwab und Gubler, 2016b). Organisches Material wird aussortiert und dessen Masse der Feinerdefraktion angerechnet. Die Probenaufbereitung der Volumenproben bis 75 cm Bodentiefe erfolgt pro pedologischen Horizont analog zu den Flächenmischproben. Zur Vermeidung von Querkontaminationen leichtflüchtiger Stoffe werden die Proben der einzelnen Horizonte jeweils einzeln nacheinander getrocknet.

2.2.3 Chemische Analytik und Referenzierung

Das aktuelle Analyseprogramm umfasst die Totalgehalte der Schwermetalle gemäss VBBö (1998) nach Extraktion mit Salpetersäure (HNO₃), den totalen und organischen Kohlenstoff und den pH-Wert. Tabelle 2 zeigt die analytischen Methoden von der ersten bis zur siebten Erhebung der NABO.

Für die Bestimmung der Schwermetalle wurde in der siebten Erhebung eine Doppelbestimmung der HNO₃-Extraktionen mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS, für Cadmium) und optischer Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem

Tab. 2: Analytische Methoden von der ersten bis zur siebten Erhebung

FAAS = Flammen-Atomabsorptionsspektrometrie, GAAS = Graphitrohr-Atomabsorptionsspektrometrie.

	1985–1989	1990–1994	1995–1999	2000–2004	2005–2009	2010–2014	2015–2019
Erhebung	1	2	3	4	5	6	7
Messmethode für Schwermetalle	FAAS ¹ GAAS ²	FAAS ¹ GAAS ²	ICP-MS	ICP-MS ³ ICP-OES	ICP-MS ³ ICP-OES	ICP-MS ³ ICP-OES	ICP-MS ³ ICP-OES ⁴
Messmethode für organischen Kohlenstoff	Nassoxidation & Trockenveraschung	Nassoxidation & Trockenveraschung	Nassoxidation & Trockenveraschung	Nassoxidation & Trockenveraschung	Trockenveraschung	Trockenveraschung	Trockenveraschung
pH-Wert	CaCl ₂ (0,01 molar, 2 Stunden)	CaCl ₂ (0,01 molar, 2 Stunden)	CaCl ₂ (0,01 molar, 2 Stunden)	CaCl ₂ (0,01 molar, 2 Stunden)	CaCl ₂ (0,01 molar, 2 Stunden)	CaCl ₂ (0,01 molar, 2 Stunden)	CaCl ₂ (0,01 molar, 2 Stunden)

1 Blei, Kupfer, Nickel und Zink (Umstellung auf GAAS im Juli 1993); 2 Cadmium und Cobalt; 3 Cadmium, von der vierten bis sechsten Erhebung nachträglich in archivierten Bodenproben gemessen; 4 Blei, Chrom, Cobalt, Kupfer, Nickel, Phosphor, Schwefel, Zink.

Plasma (ICP-OES, für Kupfer, Zink, Blei, Chrom, Nickel, Cobalt, Phosphor und Schwefel) durchgeführt. Die Nutzung der beiden analytischen Methoden ermöglicht die Erfassung neuer Analyte (Uran, Yttrium und Thallium) und senkt die Bestimmungsgrenze von Cadmium (Cd). Die Bestimmungsgrenze von Cd konnte durch den Wechsel von ICP-OES (vierte bis sechste Erhebung) auf ICP-MS (siebte Erhebung) zwar gesenkt werden, ist jedoch noch nicht auf dem angestrebten Niveau der ersten bis dritten Erhebung (Tab. 3). Da die Cd-Konzentrationen an vielen Standorten sehr tief und unterhalb der technisch möglichen Bestimmungsgrenze liegen, wurde bei diesem Schwermetall auf die Nachweisgrenze ausgewichen, um möglichst viele andernfalls auftretenden Lücken zu schliessen. Die damit verbundene erhöhte Ungenauigkeit der Messungen stellt aufgrund der tiefen Konzentrationen kein Problem dar (Tab. 3). Zudem bestanden seit der vierten Erhebung Lücken bei Cd-Messungen. Zur Schliessung der Zeitreihe wurden daher für Cd bei der siebten Erhebung jeweils zwei Archivproben der zweiten bis sechsten Erhebung mitgemessen.

Seit der fünften Erhebung wird die Konzentration des organischen Kohlenstoffs (TOC) aus dem totalen Kohlenstoff (TC) abzüglich des anorganischen Kohlenstoffs (IC, *inorganic carbon*, aus der Kalkbestimmung) ermittelt (Tab. 2). TC wird mittels Trockenveraschung im C/N-Analyser bestimmt (ISO 10694, 1995) und der Kalkgehalt mittels Scheibler-Methode

(Agroscope, 2020a). Davor, von der ersten bis zur vierten Erhebung, wurde der organische Kohlenstoff mittels Nassoxydation mit Kaliumdichromat und anschliessender Retitration gemessen (C_{org} gemäss FAL et al., 1996; Agroscope, 2020b). Die FAL-Methode liefert generell tiefere Konzentrationen des organischen Kohlenstoffs im Vergleich zur Messung mittels C/N-Analyser. Dies erklärt das insgesamt niedrigere Niveau der Konzentrationen an organischem Kohlenstoff in Publikationen bis zur fünften Erhebung (z. B. Gubler et al., 2015a). Um methodisch bedingte Verzerrungen in der Messreihe zu vermeiden, wurden sämtliche mittels FAL-Methode gemessenen Konzentrationen des organischen Kohlenstoffs auf das Niveau der C/N-Analyse umgerechnet (Gubler et al., 2018). Die dafür herangezogenen, standortspezifischen Umrechnungsfaktoren beruhen auf Nachmessungen der Konzentration des organischen Kohlenstoffs an jeweils zwei Proben jedes Standortes der ersten bis vierten Erhebung mittels C/N-Analyser.

Da zwischen den einzelnen Erhebungen Analysengeräte und Laborpersonal gewechselt haben, fliessen neben den tatsächlichen Konzentrationsveränderungen im Boden auch Laboreffekte in die Messwerte ein. Um diese Laboreffekte zu minimieren, wird die archivierte Referenzprobe der jeweils vorhergehenden Erhebung (hier: sechste Erhebung) nochmals gemessen und mit den Messergebnissen der vorherigen verglichen. Bei idealer Messbeständigkeit des Labors und unter der Annahme, dass die archivierte

Tab. 3: Bestimmungsgrenzen (bzw. Nachweisgrenze bei Cd) in mg kg^{-1} TS

Element	1985–1989 ¹	1990–1994 ¹	1995–1999 ¹	2000–2004	2005–2009	2010–2014	2015–2019	Häufige Konzentrationen an NABO-Standorten (10–90 % Quantil) ⁴
Blei	10,0	10,0/0,13 ²	2,5	2,2	0,93	0,93	1,5	16,1–41,0
Cadmium	0,01	0,01	0,01	0,19	0,10	0,10	0,025 ³	0,13–0,52
Chrom	5,5	5,5	0,5	0,4	0,17	0,17	0,24	15,0–43,1
Cobalt	0,1	0,1	0,01	0,4	0,03	0,03	0,04	3,5–10,9
Kupfer	2,5	2,5	1,0	1,5	0,7	0,7	0,9	7,3–42,5
Nickel	5,0	5,0	0,5	1,2	0,12	0,12	0,16	9,6–43,8
Quecksilber ¹	0,005	0,005	0,005	0,075	0,003	0,003	0,003	0,03–0,19
Zink	4,0	4,0	2,5	9,8	2,7	2,7	5,8	38,3–97,4

¹ Bestimmungen der ersten bis dritten Erhebung durch externes Labor.

² Umstellung von FAAS auf GAAS im Juli 1993.

³ Bestimmungsgrenze lag für Cd während der siebten Erhebung bei $0,075 \text{ mg kg}^{-1}$ TS; um dennoch Konzentrationen unterhalb dieser Schwelle berücksichtigen zu können, wurden Messwerte bis an die Nachweisgrenze einbezogen.

⁴ 10–90 % Quantil der referenzierten Gehalte der siebten Erhebung (2015–2019).

Referenzprobe der letzten Erhebung keine Veränderung erfahren hat, ist der Erwartungswert für die Referenzprobe nach 5 Jahren gleich dem Wert aus der vorherigen Erhebung. Der Median aus den Differenzen zwischen Erwartungswert und gemessenem Wert während der aktuellen Erhebung wird nun genutzt, um das Messniveau der neuen Proben anzupassen. Werden diese Korrekturen nun für jede Erhebung durchgeführt, entsteht die referenzierte Zeitreihe, die die Basis der NABO-Trendberichterstattung darstellt. Detaillierte Informationen zu den Grundlagen der Referenzierung und Abweichungen von Erwartungswerten einzelner Elemente sind in Meuli et al. (2014) aufgeführt. Während der siebten Erhebung wurde von diesem Standardvorgehen abgewichen: Bedingt durch die ressourcenaufwändige, rückwirkende Nachmessung der Cd-Konzentration der vierten bis sechsten Erhebung mittels ICP-MS, konnten pro Standort und Erhebung nur zwei, anstatt der üblichen vier Flächenmischproben gemessen werden. Für die Referenzierung in der siebten Erhebung wurden daher nicht nur die Messwerte aus der vorherigen Erhebung als Referenzproben herangezogen, sondern zusätzlich auch diejenigen aus der vierten bis sechsten Erhebung.

2.2.4 Mikrobiologische und molekulargenetische Auswertungen

Seit 2012 erhebt die NABO an ursprünglich je zehn Ackerbau-, Grasland- und Waldstandorten bodenmikrobiologische Messgrößen in jährlichen Intervallen (NABObio). Aufgrund von Nutzungsänderungen hat sich das Kollektiv landwirtschaftlich genutzter Standorte auf neun Ackerbau- und sieben Graslandstandorte reduziert (vgl. Kap. 5.1). Parallel zum Monitoring an NABObio-Standorten wurden sämtliche NABO-Standorte einmalig auf bodenmikrobiologische Messgrößen untersucht. Diese Status-Untersuchung wurde 2023 abgeschlossen und wird aktuell ausgewertet. Die bodenmikrobiologischen Messgrößen beinhalten die mikrobielle Biomasse als Mass der Abundanz, die Basalatmung als Mass der Aktivität sowie molekulargenetische Analysen von Bakterien und Pilzen, um Aussagen über die Zusammensetzung des Mikrobioms machen zu können. Diese Messgrößen werden anhand der Flächenmischproben, die im Rahmen von NABObio entnommen werden, bestimmt (vgl. Kap. 2.2.1 und Kap. 2.2.2).

Die mikrobielle Biomasse, bestimmt mittels Chloroform-Fumigation-Extraktions-Methode, und die Basalatmung werden gemäss den Referenzmethoden der eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten (FAL et al., 1996) durch die Forschungsgruppe Pflanzen-Boden-Interaktionen (Agroscope) bestimmt. Bei den molekulargenetischen Analysen wird das gesamte Erbmaterial (DNS) aus dem Boden extrahiert und anschliessend mittels Polymerasekettenreaktion (*Polymerase Chain Reaction*, PCR) amplifiziert. Zur Bestimmung der Zusammensetzung des Mikrobioms (Bakterien und Pilze) werden die PCR-Produkte mittels Illumina Miseq durch die Forschungsgruppe Molekulare Ökologie (Agroscope) sequenziert (*Metabarcoding*, Gschwend et al., 2021a, b). Zum Zeitpunkt der Publikation des vorliegenden Berichtes liegen ausgewertete Daten von 2012–2021 der mikrobiellen Biomasse sowie der Basalatmung vor und werden in Kap. 5.2 ausführlich besprochen. Die laufenden Auswertungen der molekulargenetischen Untersuchungen werden in Kap. 5.3.1 thematisiert.

Die mikrobielle Biomasse und die Basalatmung werden durch Standortfaktoren geprägt, insbesondere durch die Landnutzung und die Bodeneigenschaften. Die gemessenen Werte können von Standort zu Standort sehr unterschiedlich sein. Daher werden standortspezifische Referenzwerte benötigt, um die Messwerte qualitativ zu beurteilen. Anstatt der absoluten Messwerte können dann die entsprechenden standortspezifischen Beurteilungen verglichen werden. Für das Schweizer Mittelland wurden Regressionen für standortspezifische Referenzwerte empirisch hergeleitet (Oberholzer et al., 1999; Oberholzer und Scheid, 2007; VBB und BSA, 2009). Für ackerbaulich genutzte Böden existieren Referenzwertmodelle für die mikrobielle Biomasse (bestimmt mit den Methoden Chloroform-Fumigation-Extraktion und Substratinduzierte Respiration) und die Basalatmung. Für Graslandböden existieren Referenzwerte für die mikrobielle Biomasse (bestimmt mit der Methode der Substratinduzierten Respiration). Sämtliche Berechnungen gelten für Böden mit einer organischen Kohlenstoffkonzentration von 1–4 % in der Feinerde, einem Tongehalt von 10–40 % und einem pH-Wert von 4,3–7,5. Zusätzlich zu diesem Instrument führten Hug et al. (2021) einen Zustandsindikator Q ein. Dieser wird hergeleitet, indem die gemessenen Werte durch

die entsprechenden Referenzwerte dividiert werden. Q ist somit ein Indikator für den aktuellen Zustand des Standortes, der sich auf die jeweilige Messgrösse bezieht. Für $Q > 1$ liegt der Messwert über dem standortspezifischen Referenzwert, für $Q < 1$ darunter. Dieser numerische Wert kann die qualitativen Beurteilungsklassen («sehr tief» bis «sehr hoch») ergänzen und lässt statistische Auswertungen zu.

Die vollständigen Daten werden ausserdem dem nationalen Bodeninformationssystem NABODAT zur Verfügung gestellt, welches Daten zur Qualität von Schweizer Böden zusammenfasst, harmonisiert und verwaltet (www.nabodat.ch). Ein vereinfachter Datensatz wird zudem dem *Linked Data Service* (LINDAS, www.lindas.admin.ch) bereitgestellt.

2.3 Darstellung der Zeitreihen als zentrierte Werte

Die zeitliche Entwicklung der Konzentrationen von Schad- und Fremdstoffen, organischem Kohlenstoff und mikrobiologischer Bodeneigenschaften werden im Hauptteil dieses Berichts als zentrierte Werte dargestellt (siehe als Beispiel die zeitliche Entwicklung der Kupferkonzentrationen in Abb. 5). Hierzu wurde für jeden Standort und jede Messgrösse der Median über alle Erhebungen berechnet. Der Median wurde anschliessend von den einzelnen Messwerten subtrahiert. Diese Darstellung vereinfacht das Erkennen von Mustern in der zeitlichen Entwicklung, da bei der Darstellung von absoluten (nicht zentrierten) Messwerten die Unterschiede zwischen den Jahren im Vergleich zu Unterschieden zwischen Standorten oftmals sehr klein sind (Gubler et al., 2022).

Zeitliche Verläufe der Absolutwerte sind in Anhang 1 (Schad- und Fremdstoffe), Anhang 2 (organischer Kohlenstoff) und Anhang 3 (mikrobiologische Bodeneigenschaften) dargestellt. Da nicht für alle NABO-Standorte vollständige Zeitreihen vorliegen, ist die Anzahl Standorte in den Zeitreihen im Hauptteil dieses Berichts zum Teil geringer als die gesamte Anzahl der Standorte (vgl. Tab. 1). Hiermit soll eine Verfälschung der Zeitreihen durch ein sich veränderndes Standortkollektiv möglichst vermieden werden. Die Darstellungen der Absolutwerte (Anhang 1–3) enthalten alle Standorte.

2.4 Datenverfügbarkeit

Die in diesem Bericht präsentierten Daten zu Schad- und Fremdstoffen sowie organischem Kohlenstoff sind für jeden NABO-Standort zusammen mit den jeweiligen Standorteigenschaften (z. B. Landnutzung, Bodentyp, Klima) in separat publizierten Kompendien verfügbar (Wächter et al., 2023a–e).

3 Schad- und Fremdstoffe

3.1 Überblick der Ergebnisse

Der Fokus dieses Kapitels liegt auf Schwermetallen, für welche Zeitreihen über sieben Erhebungen (1985–2019) vorliegen. Ergebnisse zu Untersuchungen weiterer Schad- und Fremdstoffe sind in separaten Publikationen verfügbar, so zum Beispiel Untersuchungen zu polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) (Gubler et al., 2015b). Aufgrund verschiedener Entwicklungen rücken weitere Schadstoffe in den Fokus, so laufen bereits Projekte in Zusammenarbeit mit der Forschungsgruppe Umweltanalytik, Agroscope, zu Rückständen von Pflanzenschutzmitteln (PSM) im Boden (vgl. Kap. 3.3.2) und Mikroplastik, und in Zusammenarbeit mit dem BAFU, Sektion Altlasten, zu per- und polyfluorierten Alkylverbindungen (PFAS, Thalman et al., 2022).

In diesem Kapitel werden sowohl die Konzentrationen von Schwermetallen im Oberboden in der siebten Erhebung, als auch die zeitliche Entwicklung seit der ersten Erhebung dargestellt und diskutiert. Basis der Auswertungen sind die mittleren Konzentrationswerte der Flächenmischproben pro Standort und Erhebung des referenzierten Datensatzes (vgl. Kap. 2.2.3). Ab der siebten Erhebung beschränken sich die Messungen der Schwermetallkonzentrationen, wie bereits in Kapitel 2.1 (Tab. 1) erläutert, auf Standorte, welche für aktuelle Fragestellungen relevant sind und bei welchen in vorherigen Erhebungen Konzentrationsanstiege festgestellt wurden (vgl. Schwab und Gubler, 2016a). Da bei den hier berücksichtigten Schwermetallen insbesondere der Einfluss der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung im Vordergrund steht, und Veränderungen v. a. bei intensiver Bewirtschaftung zu erwarten sind, wurden die Bodenproben der Waldstandorte und extensiv bewirtschafteten Graslandstandorte in der siebten Erhebung nicht mehr auf Schwermetalle hin analysiert. Aus diesem Grund werden in diesem Kapitel nur 55 der insgesamt 114 NABO-Standorte während der siebten Erhebung berücksichtigt. In den Abbildungen zu den zeitlichen Verläufen wurde eine möglichst konstante Anzahl Standorte über den gesamten Zeitraum angestrebt. Daher ist bei den Spezialkulturen die erste Erhebung (1985–1989) nicht dargestellt (vgl. beispielsweise Abb. 5), da sich die Anzahl Standorte in der zweiten Erhebung (1990–1994) stark verändert hat.

Der Vergleich der Schwermetallkonzentrationen der aktuellen siebten Erhebung (2015–2019) mit der ersten Erhebung (1985–1989) zeigt Konzentrationsanstiege von > 5 % des Richtwerts gemäss VBBö (1998) an sechs Standorten für Kupfer (Cu), an elf Standorten für Zink (Zn), an je zwei Standorten für Nickel (Ni) und Cobalt (Co) und an je einem Standort für Chrom (Cr) und Cadmium (Cd) (Abb. 4). Konzentrationsabnahmen wurden an 24 Standorten für Quecksilber (Hg), an zwei Standorten für Cu, an jeweils drei Standorten für Zn und Cd, an zwei Standorten für Ni und jeweils an einem Standort für Co und Cr festgestellt. Es wurden nur solche Veränderungen als Anstieg oder Abnahme betrachtet, welche eine signifikante lineare Korrelation des Konzentrationsverlaufs mit den Erhebungen (erste bis siebte) zeigten (rote Kreuze für Zunahmen und grüne Dreiecke für Abnahmen in Abb. 4). Für Cu und Zn wurden Anstiege der Konzentration v. a. an intensiv bewirtschafteten Graslandstandorten festgestellt, für Cu auch an Standorten mit Spezialkulturen (vgl. Kap. 3.2.1 und 3.2.2). Für Zn ist die Anzahl der Standorte mit einem klaren Konzentrationsanstieg bzw. einem möglichen Konzentrationsanstieg (orange Punkte in Abb. 4) auf allen Landnutzungen höher als die Anzahl der Standorte mit gleichbleibenden oder rückläufigen Verläufen, bei Cu ist das Verhältnis ungefähr ausgeglichen. Vergleiche mit parzellenscharfen Stoffflussanalysen lassen darauf schliessen, dass auf intensiv bewirtschaftetem Grasland regelmässige Hofdüngergaben Grund für die Anstiege sind, während auf Spezialkulturen kupferhaltige Pflanzenschutzmittel (insbesondere im Rebbau) und/oder Hofdünger (eine Gemüsebauparzelle) die Ursachen darstellen (Gross et al., 2021a). Die hier skizzierten Veränderungen von Cu- und Zn-Konzentrationen im Oberboden über die Zeit werden ausführlicher in früheren Berichten erläutert (Gubler et al., 2015a, 2022).

Weder für Quecksilber (Hg) noch für Blei (Pb) wurden Anstiege von > 5 % des Richtwertes von der ersten zur siebten Erhebung festgestellt, die meisten Standorte zeigen rückläufige oder gleichbleibende Konzentrationsverläufe (Abb. 4). Für Cd wurde auf einem Standort ein signifikanter Anstieg von > 5 % des Richtwerts seit der ersten Erhebung festgestellt (Abb. 4). Zwei Ackerbaustandorte und ein Gemüsebaustandort zeigten für Cd tendenzielle Anstiege über 5 % des Richtwerts (orange Punkte in Abb. 4), die Verläufe waren aber an diesen Standorten

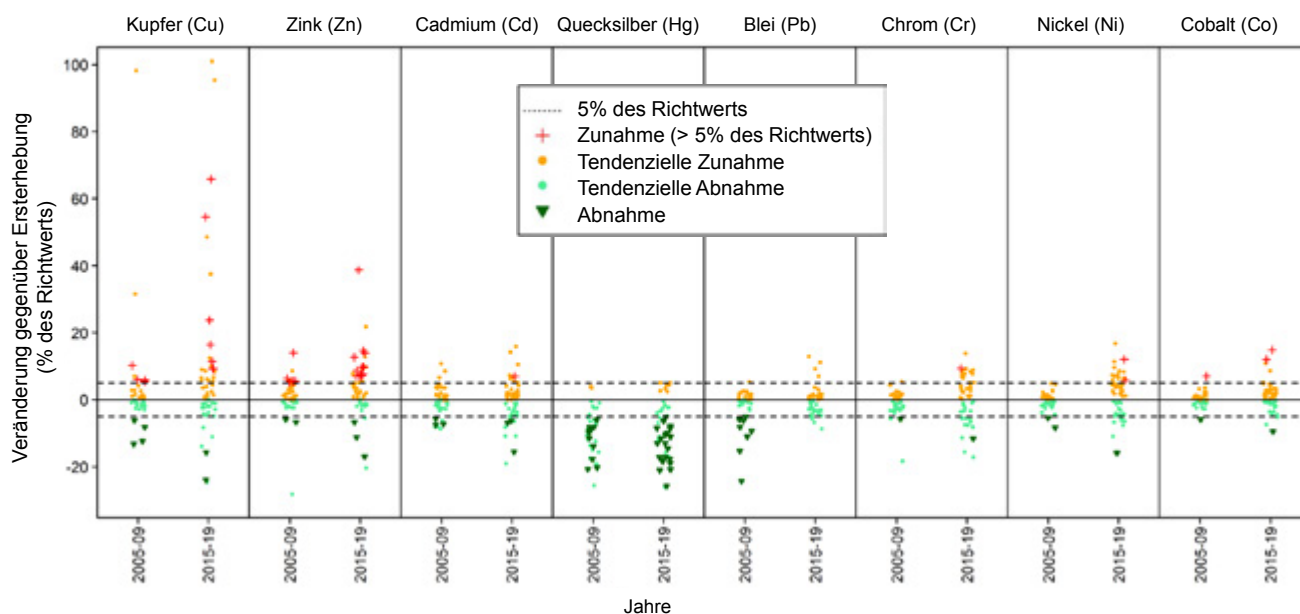
über die Zeit variabel und nicht signifikant. Eine wichtige Rolle bei abnehmenden, bzw. gleichbleibenden Konzentration von Hg, Pb und Cd im Oberboden spielten Massnahmen für eine verbesserte Luftreinhaltung während der 90er-Jahre, welche zu einem reduzierten Eintrag über die atmosphärische Deposition in Böden führten (vgl. Kap. 3.2.3 bis Kap. 3.2.5). In diesem Zeitraum hat das Nationale Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL) deutliche Abnahmen von Pb und Cd in Feinstaub festgestellt (BAFU und Empa, 2016). Der Rückgang der Einträge führte, zusammen mit Verlagerungsprozessen wie Bioturbation und dem chemisch-physikalischen Umweltverhalten dieser Schadstoffe im Boden, an verschiedenen Standorten zu einer Abnahme der Konzentrationen im Oberboden (Gubler et al., 2015a). Für die auf NABO-Standorten primär geogen beeinflussten Schwermetalle Chrom (Cr), Nickel (Ni) und Cobalt (Co) wurden erwartungsgemäss nur vereinzelt Veränderungen von $\pm 5\%$ des Richtwerts seit der ersten Erhebung festgestellt (Abb. 4 und Kap. 3.2.6). Die meisten Standorte mit Anstiegen von $+5\%$ des Richtwerts seit der ersten Erhebung zeigten vergleichsweise hohe Variabilität zwischen einzelnen Erhebungen. In der siebten Erhebung wurde für verschiedene Schwermetalle eine grössere Variabilität der zentrierten Konzentrationswerte festgestellt als in vorherigen Erhebungen, d. h. die Differenzen zwischen gemessenen Konzentrationen und dem Konzentrationsmedian des jeweiligen Standorts zeigten eine grössere Streuung.

Dies steht möglicherweise im Zusammenhang mit der in Kapitel 2.2.3 angesprochenen angepassten Referenzierung in der siebten Erhebung im Vergleich zu anderen Erhebungen. Es ist vorgesehen, in der achten Erhebung wieder mit der üblichen Referenzierung (vier Flächenmischproben der jeweils vorherigen Erhebung als Referenz, vgl. Kap. 2.2.3) fortzufahren.

Abschliessend lassen sich für Schwermetalle folgende Schlussfolgerungen ableiten:

- Die Resultate der siebten Erhebung und früherer Erhebungen widerspiegeln die in der atmosphärischen Deposition gemessene Abnahme von Pb und Cd (Gubler et al., 2015a; BAFU und EMPA, 2016).
- Mineralischer Phosphordünger ist nach wie vor ein wichtiger Cd-Eintragspfad auf mineralisch gedüngten Ackerbaustandorten (Gross et al., 2021a), führte in dieser und vergangenen Erhebungen aber nur an einzelnen NABO-Standorten zu tendenziellen (nicht signifikanten) Konzentrationsanstiegen im Oberboden.
- Bereits frühere Erhebungen zeigten für Cu und Zn Konzentrationsanstiege im Oberboden auf intensiv bewirtschafteten Graslandstandorten und einigen Ackerbaustandorten, welche auf die regelmässige Anwendung grosser Mengen Hofdünger zurückzuführen sind. Diese Konzentrationsanstiege wurden auch in der aktuellen Erhebung festgestellt.

Abb. 4: Veränderung der Schwermetallkonzentrationen im Oberboden von der ersten (1985–1989) zur fünften (2005–2009) und siebten Erhebung (2015–2019) als Prozentwert des jeweiligen Richtwerts gemäss VBBö (1998) (für Co gemäss VSBo [1986])



3.2 Siebte Erhebung und zeitliche Entwicklung

3.2.1 Kupfer (Cu)

In der siebten Erhebung liegt der Median der Cu-Konzentrationen an landwirtschaftlich genutzten Standorten bei 23,2 mg Cu kg⁻¹ TS (Tab. 4). Der Median ist am tiefsten an extensiv bewirtschafteten Graslandstandorten. Im Vergleich dazu liegen die mittleren Gehalte an intensiv bewirtschafteten Graslandstandorten um etwa 160 %, und in Spezialkulturen um 480 % höher. An intensiv bewirtschafteten Graslandstandorten und an Ackerbaustandorten liegt das 90 %-Perzentil auf der Höhe des Richtwertes von 40 mg kg⁻¹ TS (VBBo, 1998), in Spezialkulturen – v. a. im Rebbau – deutlich darüber (Maximum: 390,9 mg kg⁻¹ TS). Über die Zeit sind die Cu-Konzentrationen an Standorten mit Spezialkulturen und intensiv bewirtschaftetem Grasland angestiegen (Abb. 5). An Standorten mit Spezialkulturen waren die Anstiege in der sechsten und siebten Erhebung deutlicher als in vorherigen Erhebungen. An Standorten

mit wenig intensiv bewirtschaftetem Grasland, sowie im Ackerbau, sind keine generellen Veränderungen zu erkennen, die Konzentrationen stiegen aber auf einzelnen Ackerbaustandorten leicht an (Abb. 5, Abb. A1 in Anh. 1).

An Standorten mit Spezialkulturen, v. a. im Rebbau, sind die VBBo-Richtwertüberschreitungen auf die Anwendung kupferhaltiger PSM zurückzuführen (Gross et al., 2021a). Der Konzentrationsanstieg war in der siebten Erhebung im Vergleich zur sechsten Erhebung stärker, besonders an zwei Rebbaustandorten (+ 64,3 mg kg⁻¹ TS bzw. + 15,2 mg kg⁻¹ TS). Der Konzentrationsverlauf war am ersten Rebbauort sprunghaft (Abb. A1 in Anh. 1), was wahrscheinlich auf das Neupflanzen von Reben und dadurch bedingte Bodenbewegungen zurückzuführen ist. Der an intensiv bewirtschafteten Graslandstandorten beobachtete Anstieg der Cu-Konzentration kann mit der regelmässigen Anwendung von Hofdüngern erklärt werden. Diese enthalten neben Nährstoffen auch Spurenelemente wie Cu und Zn (Gross et al., 2021a).

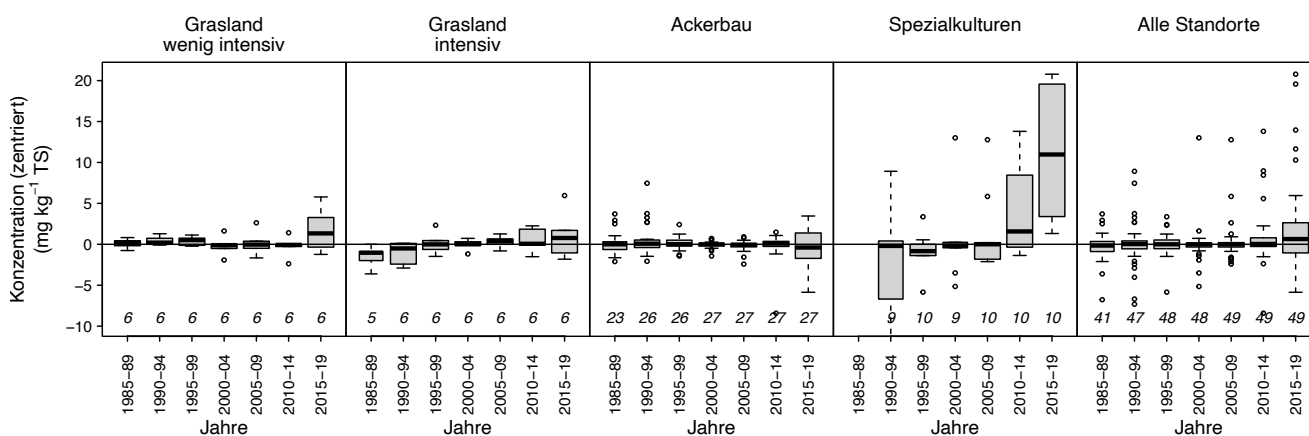
Tab. 4: Cu-Konzentrationen (mg kg⁻¹ TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung

VBBo-Richtwert: 40 mg kg⁻¹ TS.

	Grasland			Ackerbau	Spezialkulturen	Alle Standorte
	extensiv	wenig intensiv	intensiv			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	9,4	9,9	9,9	9,5	24,4	9,4
10 %-Perzentile	9,6	10,5	13,8	15,2	29,7	10,7
Median	10,4	15,0	27,1	20,5	60,0	23,2
Mittelwert	12,7	21,1	26,9	24,6	134,8	43,7
90 %-Perzentile	16,7	36,0	39,8	39,6	377,7	53,0
Maximum	18,2	41,6	46,3	51,1	390,9	390,9

Abb. 5: Zeitliche Entwicklung der Cu-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.



3.2.2 Zink (Zn)

Der Median der Zn-Konzentrationen an landwirtschaftlich genutzten Standorten liegt in der siebten Erhebung bei 64,1 mg Zn kg⁻¹ TS (Tab. 5). Die Konzentrationen liegen an den einzelnen Standorten zwischen 34,9 und 137,8 mg Zn kg⁻¹ TS, somit wird der Richtwert von 150,0 mg Zn kg⁻¹ TS (VBBö, 1998) an allen Standorten eingehalten. Im Grasland sind an intensiv bewirtschafteten Standorten die Konzentrationen mit einem Median von 96,7 mg Zn kg⁻¹ TS (ca. 65 % des Richtwerts) und einem 90 %-Perzentil von 121,2 mg Zn kg⁻¹ TS (80 % des Richtwerts) am höchsten. Noch deutlicher als bei Cu ist an intensiv bewirtschafteten Graslandstandorten über die Zeit eine Zunahme der Zn-Konzentrationen feststellbar, während in wenig intensiv bewirtschafteten Graslandstandorten keine Veränderungen gemessen wurden (Abb. 6). Im Gegensatz zu Cu ist auch an

Ackerbaustandorten eine leichte Zunahme der Zn-Konzentrationen über die Zeit zu erkennen. In Spezialkulturen zeigte sich ein starker Anstieg der Zn-Konzentration in der sechsten und siebten Erhebung, vorher war allenfalls ein leicht ansteigender Trend feststellbar.

Wie bei Cu, ist auch der Anstieg der Zn-Konzentration an intensiv bewirtschafteten Graslandstandorten auf die regelmässige Anwendung von Hofdüngern zurückzuführen (Gross et al., 2021a). Die grosse Streuung an intensiv genutzten Graslandstandorten in der siebten Erhebung ist primär auf einen Standort mit einem starken Anstieg im Vergleich zu den vorherigen Erhebungen zurückzuführen (vgl. Abb. A2 in Anh. 1). Ob der beobachtete Anstieg an diesem Standort weiter anhält oder ein Ausreisser ist, wird sich in den kommenden Erhebungen zeigen. Der in

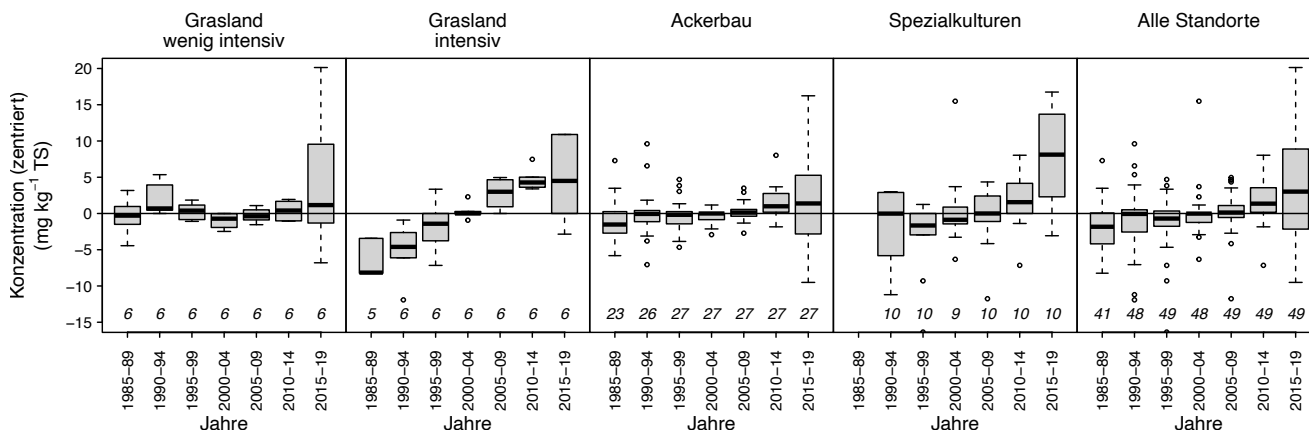
Tab. 5: Zn-Konzentrationen (mg kg⁻¹ TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung

VBBö-Richtwert: 150,0 mg kg⁻¹ TS.

	Grasland			Ackerbau	Spezialkulturen	Alle Standorte
	extensiv	wenig intensiv	intensiv			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	62,0	53,3	55,3	34,9	59,3	34,9
10 %-Perzentile	64,2	56,5	58,0	41,7	61,8	47,5
Median	73,0	72,9	96,7	52,7	78,2	64,1
Mittelwert	69,7	79,1	92,0	59,1	83,2	70,9
90 %-Perzentile	73,9	116,8	121,2	80,1	99,8	104,6
Maximum	74,1	121,7	136,0	109,6	137,8	137,8

Abb. 6: Zeitliche Entwicklung der Zn-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.



der sechsten und siebten Erhebung beobachtete Anstieg der Zn-Konzentration an Standorten mit Spezialkulturen ist ähnlich demjenigen der Cu-Konzentration. Ergebnisse von Stoffflussanalysen, basierend auf Bewirtschaftungsdaten (Gross et al., 2021a), deuten darauf hin, dass der Zn-Anstieg an einem Gemüsebaustandort auf Hofdünger-Anwendungen, und an einem der Rebbaustandorte auf PSM-Anwendungen zurückzuführen ist (vgl. auch Abb. A2 in Anh. 1).

3.2.3 Cadmium (Cd)

Der Median der Cd-Konzentrationen landwirtschaftlich genutzter Standorte ist 0,24 mg Cd kg⁻¹ TS in der siebten Erhebung und die Konzentrationen liegen zwischen 0,13 und 1,01 mg Cd kg⁻¹ TS (Tab. 6). Der Richtwert von 0,8 mg Cd kg⁻¹ TS (VBBö, 1998) wird an einem der Gemüsebaustandorte überschritten (1,01 mg Cd kg⁻¹ TS). Es sind keine grossen Unterschiede zwischen verschiedenen Landnutzungen festzustellen (Mediane 0,22–0,33 mg Cd kg⁻¹ TS). Es ist zu erwähnen, dass einige Standorte, welche in vorherigen Erhebungen VBBö-Richtwertüberschreitungen der Cd-Konzentrationen zeigten (z. B. Gubler et al., 2015a), in der aktuellen siebten Erhebung aufgrund des aktuellen Standortkonzepts (Schwab und Gubler, 2016a) nicht gemessen wurden. An allen betreffenden Standorten (zwei extensiv genutzte Graslandstandorte und ein Ackerbaustandort)

sind erhöhte Cd-Konzentrationen in den Verwitterungsrückständen des kalkhaltigen Ausgangsgesteins die plausibelste Erklärung für frühere Richtwertüberschreitungen (Gubler et al., 2015a; Wächter et al., 2023a,b). Über die Zeit ist keine gerichtete Entwicklung der Cd-Konzentrationen erkennbar (Abb. 7).

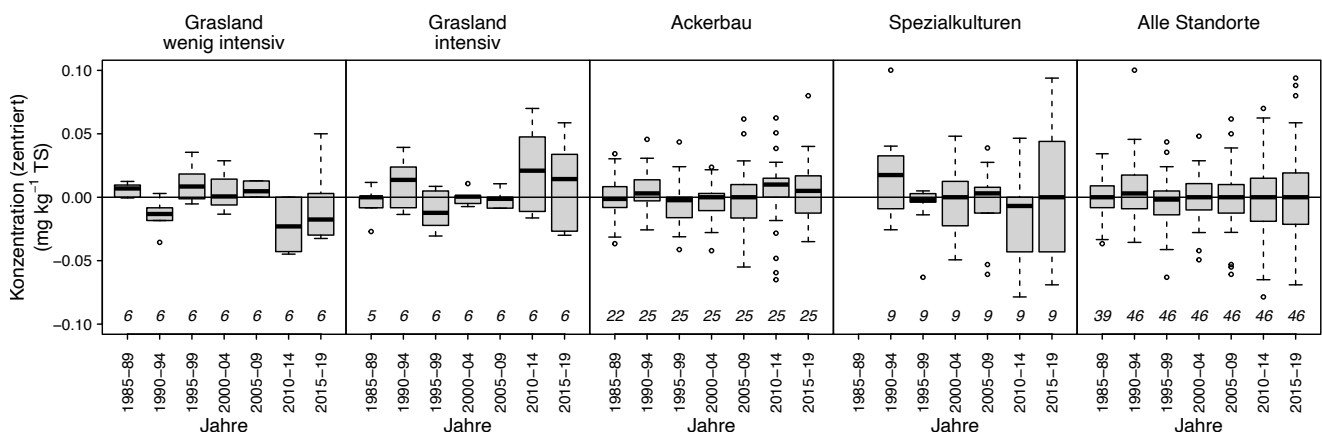
Die gemessenen Cd-Konzentrationen zeigen pro landwirtschaftlicher Landnutzung keinen gerichteten Trend, d. h. an der Mehrzahl der Standorte wird generell keine An- oder Abreicherung von Cd beobachtet. Auch Stoffflussanalysen über den gleichen Beobachtungszeitraum lassen nur an einzelnen Standorten mit hohen Mengen ausgebrachter Phosphor-Mineraldünger auf eine Anreicherung schliessen (Gross et al., 2021a). Die im zeitlichen Verlauf sichtbaren Ausschläge nach unten

Tab. 6: Cd-Konzentrationen (mg kg⁻¹ TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung
VBBö-Richtwert: 0,8 mg kg⁻¹ TS.

	Grasland			Ackerbau	Spezialkulturen	Alle Standorte
	extensiv	wenig intensiv	intensiv			
n	3	9	6	25	10	53
Minimum	0,21	0,17	0,19	0,13	0,19	0,13
10 %-Perzentile	0,21	0,20	0,20	0,17	0,21	0,18
Median	0,23	0,27	0,33	0,22	0,29	0,24
Mittelwert	0,23	0,31	0,32	0,26	0,40	0,30
90 %-Perzentile	0,24	0,45	0,44	0,38	0,79	0,44
Maximum	0,24	0,53	0,52	0,44	1,01	1,01

Abb. 7: Zeitliche Entwicklung der Cd-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.



(Grasland, wenig intensiv) bzw. nach oben (Grasland, intensiv) in der sechsten Erhebung (2010–2014) und siebten Erhebung (2015–2019) im Bereich von weniger als 0,05 mg Cd kg⁻¹ TS) sind, bezogen auf die Nachweisgrenze (0,025 mg Cd kg⁻¹ TS) und den Richtwert (0,8 mg Cd kg⁻¹ TS) als sehr gering einzuschätzen und zeigen keinen gerichteten Trend an.

3.2.4 Quecksilber (Hg)

Der Median der Hg-Konzentrationen landwirtschaftlich genutzter Standorte liegt in der siebten Erhebung bei 0,05 mg Hg kg⁻¹ TS (Tab. 7). Die Konzentrationen liegen zwischen 0,00 und 0,12 mg Hg kg⁻¹ TS und somit an allen Standorten deutlich unterhalb des Richtwerts von 0,5 mg Hg kg⁻¹ TS (VBBö, 1998). Die Mediane pro Landnutzung liegen zwischen 0,05 mg Hg kg⁻¹ TS an

wenig intensiv bewirtschafteten Graslandstandorten und 0,08 mg Hg kg⁻¹ TS an intensiv bewirtschafteten Graslandstandorten. Während der 1990er-Jahre haben die Quecksilberkonzentrationen an allen Standorten deutlich abgenommen (Abb. 8). Seither verändern sich die Konzentrationen nur noch geringfügig.

Die deutliche Abnahme der Hg-Konzentrationen im Oberboden seit Mitte der 1980er-Jahre ist wahrscheinlich eine Folge der strengeren Vorschriften bei der Luftreinhaltung, sowie von Verlagerungsprozessen in tiefere Bodenhorizonte (BAFU und Empa, 2016; Gubler et al., 2015a). Der Rückgang von Trockendeposition aus der Luft, in Kombination mit Verlagerung von Hg (z. B. durch Bioturbation) dürfte zum beobachteten Konzentrationsrückgang geführt haben (Gubler et al., 2015a).

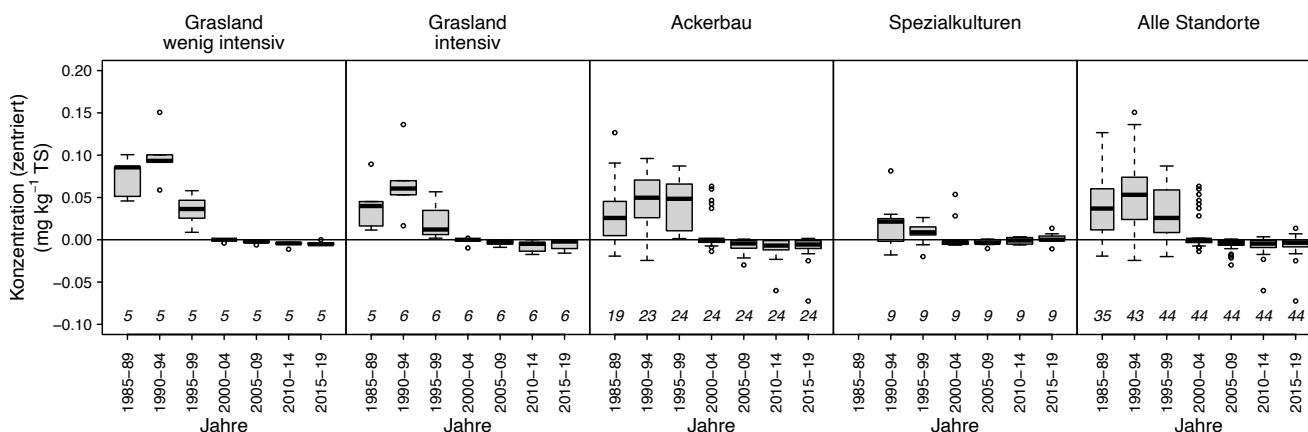
Tab. 7: Hg-Konzentrationen (mg kg⁻¹ TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung

VBBö-Richtwert: 0,5 mg kg⁻¹ TS; k. d. = keine Daten.

	Grasland			Ackerbau	Spezialkulturen	Alle Standorte
	extensiv	wenig intensiv	intensiv			
n	k. d.	5	6	25	9	45
Minimum	k. d.	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00
10 %-Perzentile	k. d.	0,05	0,04	0,01	0,01	0,01
Median	k. d.	0,05	0,08	0,06	0,05	0,05
Mittelwert	k. d.	0,05	0,07	0,05	0,05	0,06
90 %-Perzentile	k. d.	0,06	0,09	0,09	0,10	0,09
Maximum	k. d.	0,07	0,09	0,11	0,12	0,12

Abb. 8: Zeitliche Entwicklung der Hg-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.



3.2.5 Blei (Pb)

In der siebten Erhebung liegt der Median der Pb-Konzentrationen an landwirtschaftlich genutzten Standorten bei 23,6 mg Pb kg⁻¹ TS, mit einer Bandbreite gemessener Konzentrationen von 12,2–48,8 mg Pb kg⁻¹ TS (Tab. 8). Der Richtwert von 50 mg Pb kg⁻¹ TS (VBBo, 1998) wird folglich an keinem der landwirtschaftlich genutzten Standorte überschritten. In zwei Stadtparks wird der VBBo-Richtwert seit Beginn der Messungen deutlich überschritten (77,0 bzw. 1,1 mg Pb kg⁻¹ TS in der siebten Erhebung). Konzentrationsverläufe dieser Standorte sind nicht Inhalt dieses Berichts, aber in Wächter et al. (2023c) abgebildet. Die Pb-Konzentrationen zwischen verschiedenen Arten der Landnutzung unterschieden sich kaum

voneinander. Ähnlich wie die Hg-Konzentrationen, nahmen auch die Pb-Konzentrationen an allen landwirtschaftlich genutzten Standorten seit Mitte der 1990er- bis Mitte der 2000er-Jahre ab (Abb. 9).

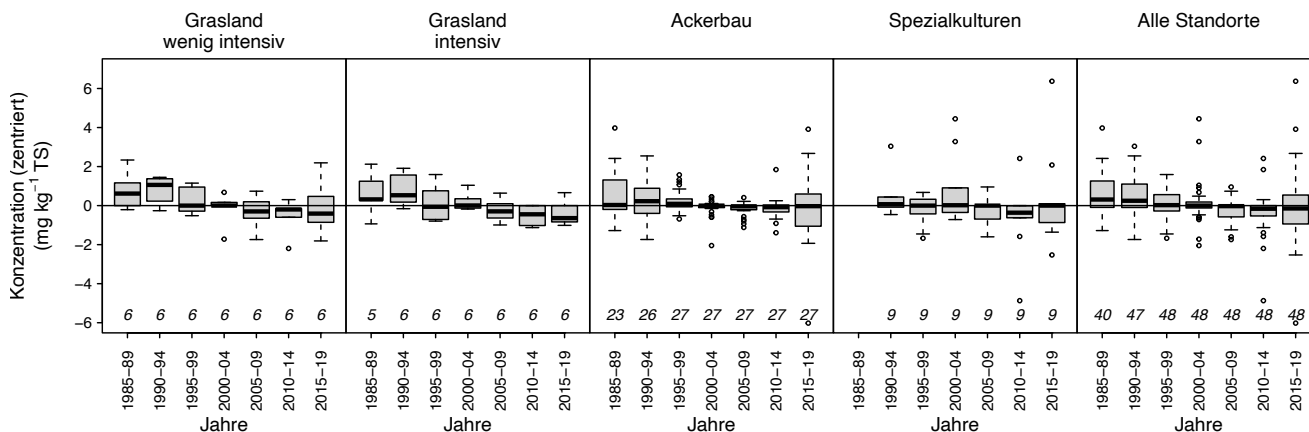
Die atmosphärische Deposition ist sowohl bei Pb als auch bei Hg die Hauptquelle für einen Eintrag in die Böden (Keller et al., 2005). Wie bei Hg sind auch Abnahmen der Pb-Konzentrationen im Oberboden während der 1990er-Jahre primär auf Luftreinigungsmassnahmen zurückzuführen (vgl. Kap. 3.2.4). In den Stadtparks mit VBBo-Richtwertüberschreitungen dürften auch lokale Immissionsquellen, wie etwa der Strassenverkehr, eine wichtige Rolle spielen (Gubler et al., 2015a).

Tab. 8: Pb-Konzentrationen (mg kg⁻¹ TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung
 VBBo-Richtwert: 50 mg kg⁻¹ TS.

	Grasland			Ackerbau	Spezialkulturen	Alle Standorte
	extensiv	wenig intensiv	intensiv			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	29,4	15,9	13,5	12,2	18,7	12,2
10 %-Perzentile	29,5	17,8	16,2	15,7	18,9	17,0
Median	30,0	25,4	21,1	22,0	24,0	23,6
Mittelwert	29,9	25,4	26,1	22,5	25,3	24,3
90 %-Perzentile	30,4	35,6	41,0	29,4	33,6	33,2
Maximum	30,4	36,0	48,8	45,0	37,0	48,8

Abb. 9: Zeitliche Entwicklung der Pb-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.



3.2.6 Chrom (Cr), Nickel (Ni) und Cobalt (Co)

An den NABO-Standorten sind die Konzentrationen von Cr, Ni und Co im Boden primär durch den geologischen Hintergrund beeinflusst. Frühere Berichte der NABO zeigten keine wesentlichen Veränderungen über die Zeit (Gubler et al., 2015a; Meuli et al., 2014), daher werden diese drei Schwermetalle hier in einem Kapitel summarisch abgehandelt. Da an NABO-Standorten bisher nur an einzelnen Standorten signifikante Veränderungen dieser Schwermetalle über die Zeit festgestellt wurden (vgl. Abb. 4), wurden keine Stoffflussanalysen berechnet, welche die Grundlage für detaillierte Aussagen zu Ein- und Austrägen darstellen würden. Während der

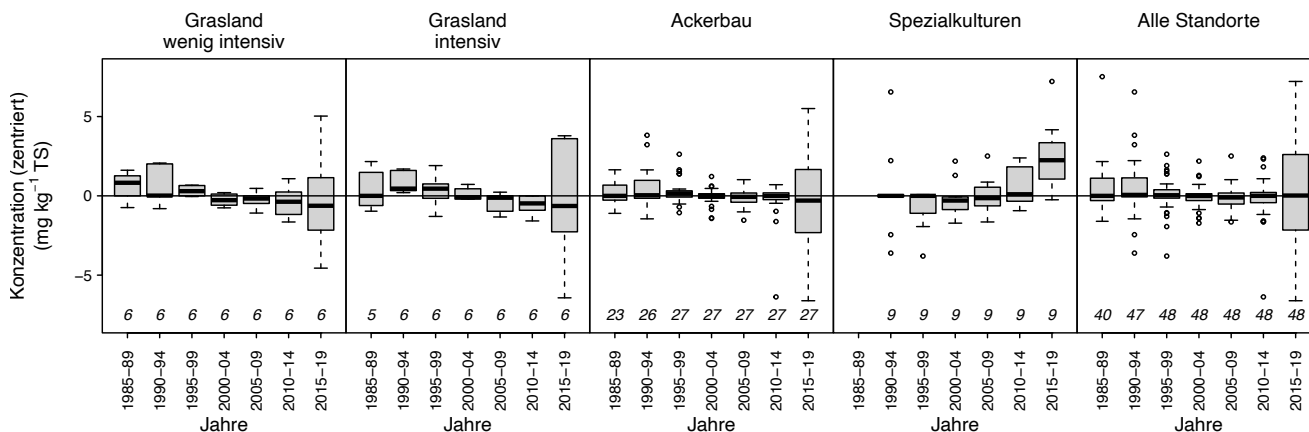
siebten Erhebung lagen die Mediane der Konzentrationen an landwirtschaftlich genutzten Standorten bei 27,7 mg Cr kg⁻¹ TS, 25,6 mg Ni kg⁻¹ TS und 6,4 mg Co kg⁻¹ TS (Tab. 9, Tab. 10 und Tab. 11). Damit lagen die Konzentrationen an den meisten Standorten unterhalb des jeweiligen Richtwerts gemäss VBBö (1998). Ausnahmen waren ein Ackerbaustandort und zwei Standorte mit Spezialkulturen für Cr, sowie drei Ackerbau- und zwei Spezialkulturstandorte für Nickel (beide Schwermetalle haben einen Richtwert von 50 mg kg⁻¹ TS, VBBö, 1998). Über den Zeitraum seit der ersten Erhebung wurden nur geringe und nicht gerichtete Veränderungen der jeweiligen Konzentrationen im Boden beobachtet.

Tab. 9: Cr-Konzentrationen (mg kg⁻¹ TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung
VBBö-Richtwert: 50 mg kg⁻¹ TS.

	Grasland			Ackerbau	Spezialkulturen	Alle Standorte
	extensiv	wenig intensiv	intensiv			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	17,5	13,0	13,5	17,6	15,1	13
10 %-Perzentile	18,0	16,7	21,8	19,9	16,5	17,6
Median	19,8	26,3	36,7	24,6	29,0	27,7
Mittelwert	20,9	28,0	35,0	28,4	33,1	29,5
90 %-Perzentile	24,3	34,2	46,6	37,5	57,7	45,9
Maximum	25,5	46,7	49,0	61,5	66,3	66,3

Abb. 10: Zeitliche Entwicklung der Cr-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

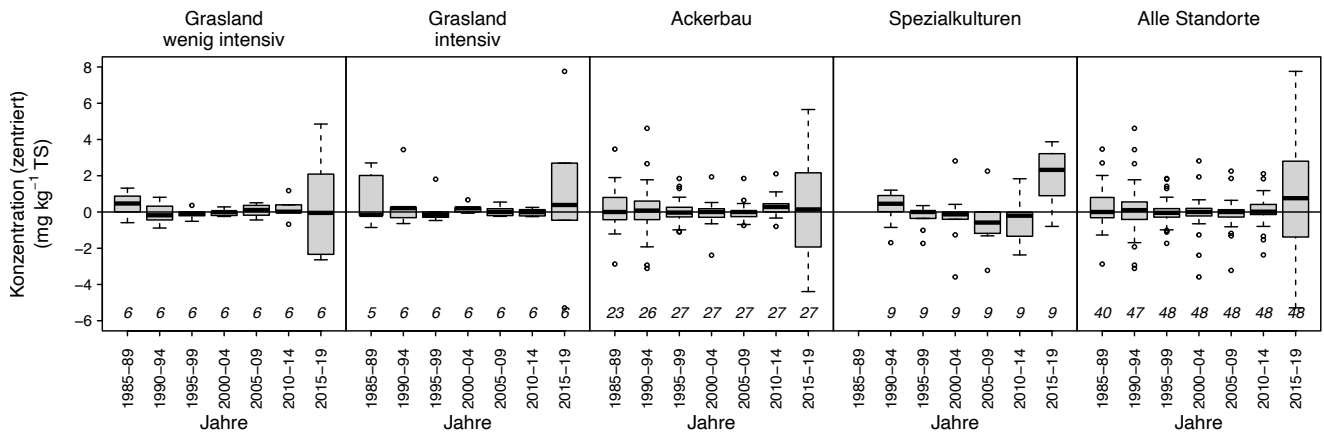


Tab. 10: Ni-Konzentrationen (mg kg⁻¹ TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung
VBo-Richtwert: 50 mg kg⁻¹ TS.

	Grasland			Ackerbau	Spezialkulturen	Alle Standorte
	extensiv	wenig intensiv	intensiv			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	9,5	9,7	6,5	14,3	14,2	6,5
10 %-Perzentile	10,4	11,5	16,5	16,9	17,3	14,2
Median	14,0	19,2	34,6	25,6	28,2	25,6
Mittelwert	14,7	21,3	32,9	30,2	32,4	28,5
90 %-Perzentile	19,2	33,2	47,7	49,2	60,4	47,9
Maximum	20,4	43,9	48,6	78,7	69,3	78,7

Abb. 11: Zeitliche Entwicklung der Ni-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

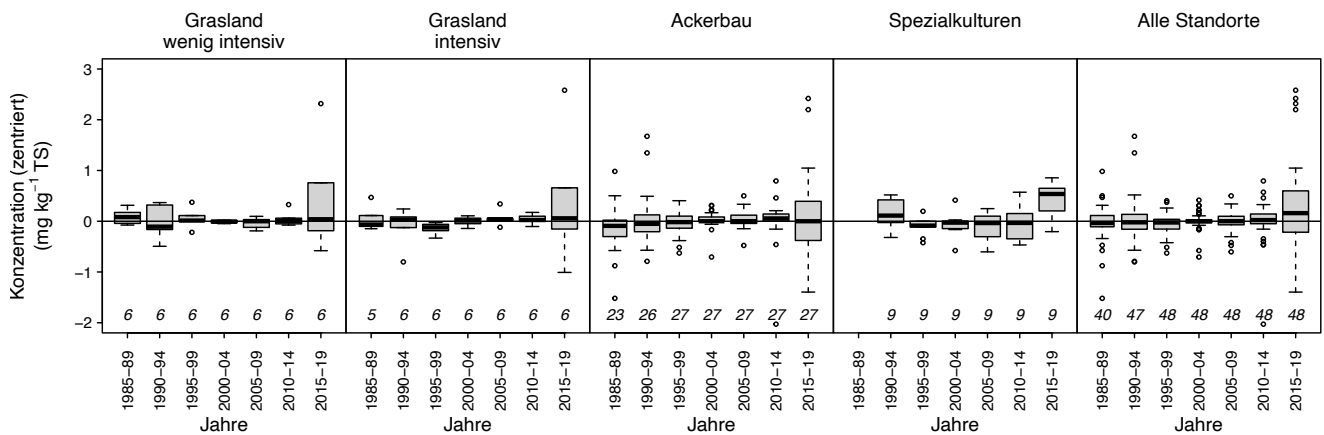


Tab. 11: Co-Konzentrationen (mg kg^{-1} TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung
VSBö-Richtwert: 50 mg kg^{-1} TS.

	Grasland			Ackerbau	Spezialkulturen	Alle Standorte
	extensiv	wenig intensiv	intensiv			
n	3	9	6	27	10	55
Minimum	5,2	3,0	1,8	4,3	3,5	1,8
10 %-Perzentile	5,6	4,2	3,7	4,9	5,4	4,6
Median	7,5	5,4	6,5	6,5	6,8	6,4
Mittelwert	7,0	7,9	7,1	7,9	7,7	7,7
90 %-Perzentile	8,2	12,2	11,0	12,3	11,3	12,0
Maximum	8,3	22,5	13,6	24,8	12,0	24,8

Abb. 12: Zeitliche Entwicklung der Co-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.



3.3 Aktuelle Forschung im Rahmen der NABO

3.3.1 Geochemischer Bodenatlas der Schweiz¹

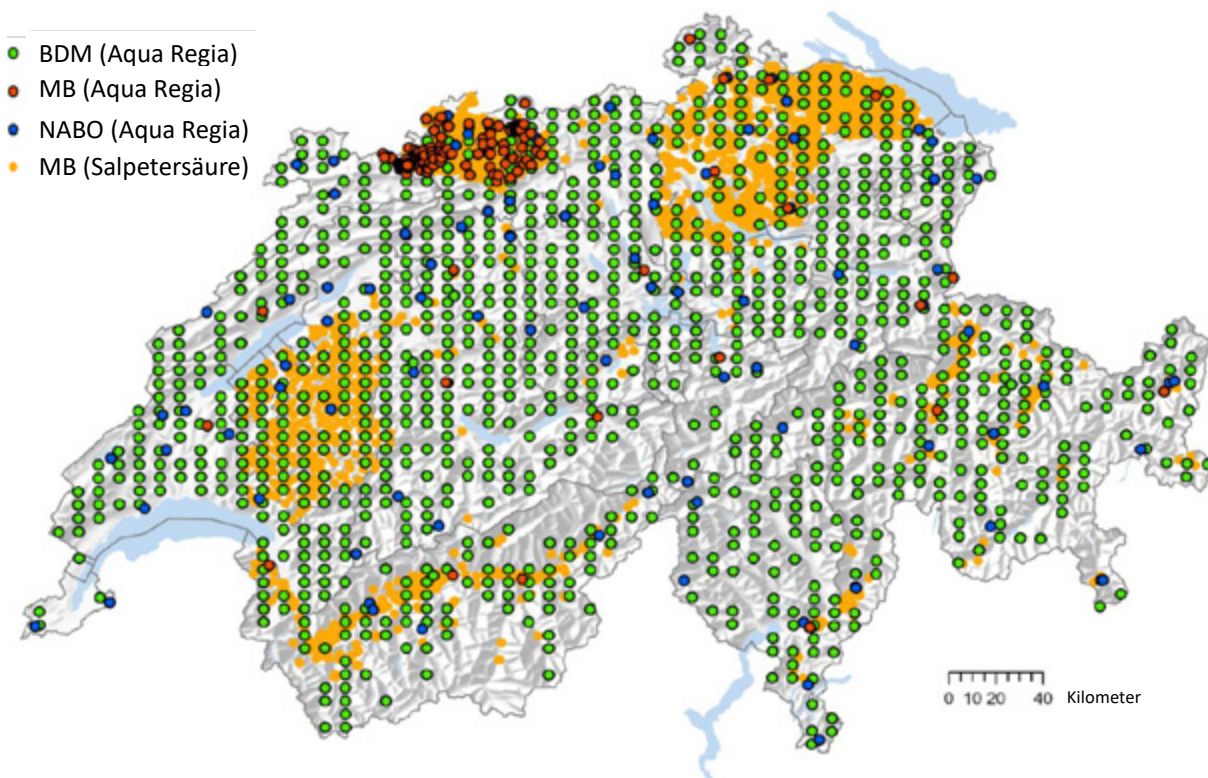
Spurenelemente, wie beispielsweise Selen (Se), Cu und Zn, sind essentiell für die Funktionen des menschlichen Körpers, können aber in hohen Konzentrationen schädlich wirken. Andere Spurenelemente, wie Arsen (As), Cd und Hg, sind bereits in kleinen Konzentrationen potentiell toxisch. Einen Grossteil dieser Elemente nimmt der Mensch über die Nahrung auf, wobei Spurenelemente in Nahrungs- und Futtermitteln hauptsächlich aus den Böden stammen. Wie stark sich die Spurenelemente in den Pflanzen anreichern, ist abhängig von deren Bioverfügbarkeit und der Ausgangskonzentration im Boden.

¹ Beigetragen zu diesem Kapitel haben: Jolanda E. Reusser (a,b), Maja B. Siegenthaler (a,c), Lenny H. E. Winkel (b,c), Ruben Kretzschmar (b), Daniel Wächter (a), Reto G. Meuli (a) | a NABO; b Institut für Biogeochemie und Schadstoffdynamik, ETH Zürich; c Abteilung Wasserressourcen und Trinkwasser, EAWAG

Ziel dieses Projektes, das von Agroscope, der ETHZ und EAWAG gemeinsam durchgeführt wird, ist die Erstellung eines geochemischen Bodenatlas der Schweiz, welcher den *Status Quo* der Elementkonzentrationen in den Oberböden der Schweiz erfasst, und deren räumliche Verteilung abbildet. Der geochemische Bodenatlas liefert eine Grundlage, um Gebiete zu identifizieren, die aufgrund vorhandenen naturnahen Gehalten an Spurenelementen zu einer potentiellen Belastung bei Menschen, Tieren und Pflanzen resp. Defiziten (Mikronährstoffe) führen können. In Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe Interventionswerte und Risikobeurteilung (AGIR) und dem Auftragnehmer wurden insgesamt 20 Elemente festgelegt, die im Atlas detailliert ausgewertet und dargestellt werden. Es sind dies: Arsen, Calcium, Cadmium, Cobalt, Chrom, Kupfer, Eisen, Quecksilber, Magnesium, Mangan, Molybdän, Natrium, Nickel, Blei, Schwefel, Antimon, Titan, Uran, Vanadium und Zink. Darüber hinaus werden auch die Bodenkennwerte pH, totaler Kohlenstoff,

Abb. 13: Verteilung der Proben, entnommen im Rahmen des Biodiversitäts-Monitorings Schweiz (BDM, grün) und des Monitorings der NABO (NABO, blau); sowie Verteilung der Standorte, zusammengetragen von Stanisis et al. (2021) (MB)

In Rot diejenigen MB Standorte, bei welchen die Bodenproben mit Königswasser aufgeschlossen wurden, in Orange diejenigen MB Standorte, welche im 2 molarer Salpetersäureaufschluss (gemäss VBBö) analysiert wurden.



totaler Stickstoff, organischer Kohlenstoff, Feinerdekorung, Gehalt an Kalziumkarbonat und Humusgehalt in den Atlas einfließen. Die Datengrundlage zum geochemischen Bodenatlas der Schweiz bilden drei Datensätze, deren Standorte in Abbildung 13 dargestellt sind.

Bei allen drei verwendeten Datensätzen handelt es sich um Oberbodenproben (0–20 cm), welche getrocknet und gesiebt (< 2 mm) wurden. Die Bodenproben des BDM (Biodiversitätsmonitoring Schweiz) und des Datensatzes der NABO wurden mit Königswasser (*Aqua Regia*) aufgeschlossen. Der Datensatz MB der Universität Bern (Stanisic et al., 2021) enthält neben den Königswasseraufschlüssen zusätzlich Messwerte, welche im 2 molarer Salpetersäureaufschluss gemäss VBBo (1998) gemessen wurden. Für die Elemente Co, Cd, Cu und Pb konnten diese Konzentrationen so umgerechnet werden, dass sie mit Konzentrationen nach Königswasseraufschluss vergleichbar sind.

Der geochemische Bodenatlas wird für jedes analysierte Element die Datenverteilung der gemessenen Konzentrationen, sowie deren räumliche Verteilung abbilden. Die räumliche Verteilung der Elementkonzentrationen wird mit interpolierten Flächendaten (*Ordinary Kriging*) in Karten dargestellt. Der geochemische Bodenatlas der Schweiz ist veröffentlicht und kann auf der Homepage des BAFU heruntergeladen werden².

3.3.2 Monitoring von Pflanzenschutzmittel-Rückständen³

Der Bundesrat verabschiedete 2017 den Aktionsplan zur Risikoreduktion und nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (AP PSM). Mit der Umsetzung dieses Aktionsplans sollen die heutigen Risiken von PSM halbiert, und deren Anwendung nachhaltiger werden. Um diese Ziele zu erreichen wurden verschiedene Massnahmen definiert, wie die Massnahme 6.3.3.7 «Entwicklung eines Monitorings von PSM-Rückständen im Boden». Bis 2027 werden Indikatoren für die Auswirkungen von PSM-Rückständen auf die Bodenfruchtbarkeit erarbeitet. In einem ersten Schritt wurde eine chemische Analysenmethode entwickelt, mit der rund 150 aktive Substanzen gleichzeitig gemessen werden können. Ein nächstes Zwischenziel ist

die Etablierung eines Routine-Monitorings von PSM-Rückständen im Boden bis Ende 2027.

Für dieses Projekt wird das NABO-Messnetz gezielt ergänzt. Dies betrifft insbesondere intensiv bewirtschaftete Spezialkulturen (Obst-, Wein- und Gemüsebau) sowie auch den Ackerbau. Eine einmalige Beprobung auf diesen mehrheitlich neu ausgewählten Standorten erfolgt seit 2019 jeweils in den Wintermonaten. Die Bodenproben werden derzeit auf rund 150 Wirkstoffe und deren Abbauprodukte hin analysiert. Die gemessenen Konzentrationen der PSM-Rückstände fliessen in die Herleitung von risikobasierten Referenzwerten in landwirtschaftlich genutzten Böden des Projektpartners beim Ökotoxzentrum ein.

Um das geplante Routine-Monitoring von PSM-Rückständen ab Ende 2027 ins Monitoring der NABO zu integrieren, finden verschiedene Untersuchungen statt. Da die chronischen Effekte durch PSM-Rückstände auf die Bodenfruchtbarkeit im Zentrum des Projekts stehen, fokussiert sich das Projekt auf die Langzeitbelastung durch Pflanzenschutzmittelrückstände im Boden. Die ursprüngliche Arbeitshypothese, dass während der Wintermonate eine sogenannte Ruhephase betreffend Konzentrationen an PSM-Rückständen im Boden eintritt, konnte mittels der monatlich durchgeführten Probenahmen an drei Standorten über zwei Jahre jedoch nicht bestätigt werden. Trotz dieser Erkenntnis wurde entschieden, die Probenahmen im Winter durchzuführen, da dann keine PSM-Einträge durch die Bewirtschaftung erfolgen und auch die Probenahme aufgrund geringer landwirtschaftlicher Aktivitäten besser durchführbar ist. Des Weiteren hat sich gezeigt, dass in den Dauerkulturen höhere PSM-Konzentrationen in den obersten 5 cm, im Vergleich zu den darunterliegenden 15 cm (5–20 cm Bodentiefe) gemessen werden. Auf Ackerbaustandorten wurde – aufgrund einer regelmässigen Durchmischung durch Pflügen – keine Konzentrationsabnahme mit der Tiefe festgestellt.

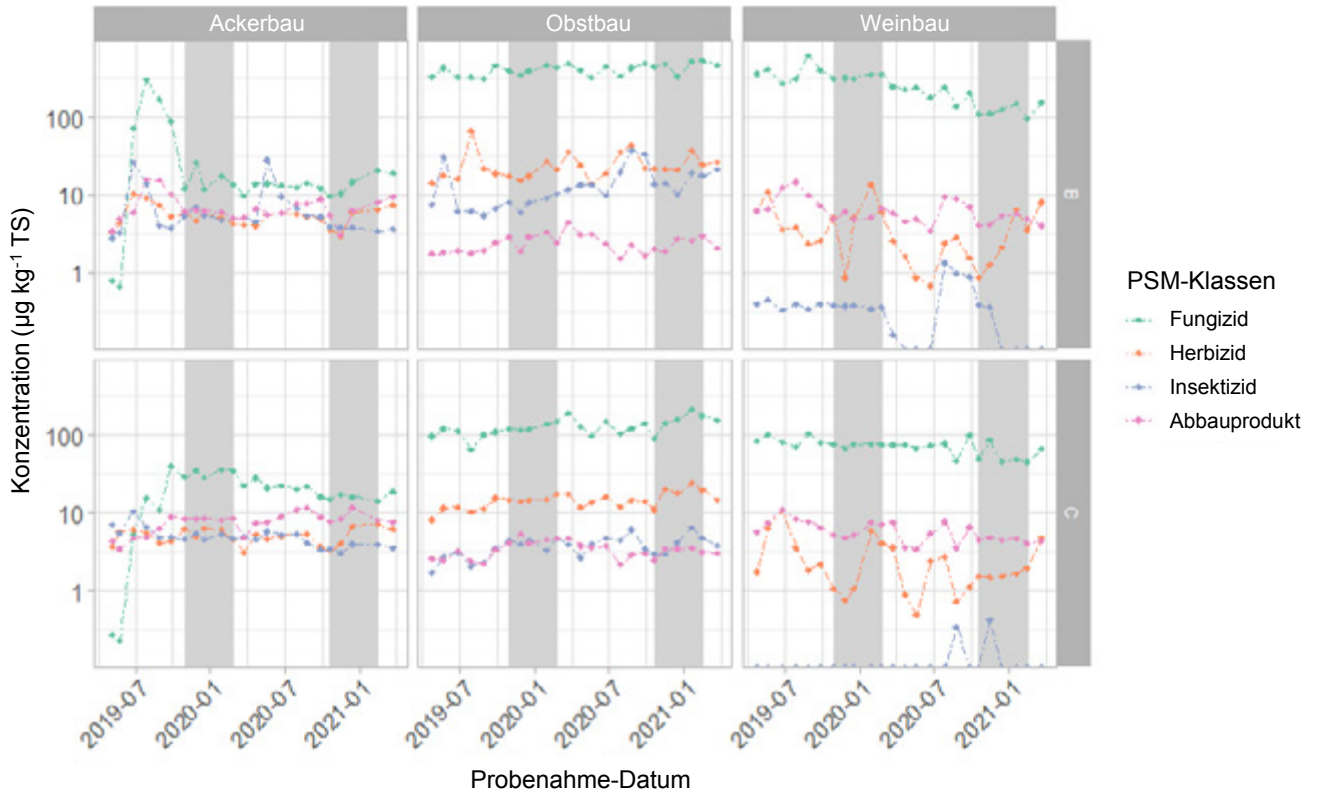
Erste Resultate weisen darauf hin, dass in Spezialkulturen (Obst- und Weinbau) höhere PSM-Rückstände als im Ackerbau gemessen werden. Dies trifft insbesondere für Fungizide zu und ist exemplarisch an drei Standorten in Abbildung 14 veranschaulicht. Es besteht vermutlich ein Zusammenhang mit häufigeren PSM-Applikationen in den Spezialkulturen verglichen mit dem Ackerbau. Diese Resultate werden im umfangreicheren Datenkollektiv überprüft und diskutiert.

² www.bafu.admin.ch > Thema Boden > Fachinformationen > Geochemischer Bodenatlas

³ Beigetragen zu diesem Kapitel haben: Vanessa Reininger und Reto Giulio Meuli (NABO)

Abb. 14: Monatlich gemessene Konzentrationen pro PSM-Klasse in µg pro kg Trockensubstanz über zwei Jahre

Konzentrationswerte sind summiert pro Beprobung, PSM-Klasse, Landnutzung (jeweils ein Ackerbau-, Obstbau- und Weinbau-Standort) und Beprobungstiefe (B = 0–5 cm Bodentiefe und C = 5–20 cm Bodentiefe; A = 0–20 cm Bodentiefe, nicht dargestellt). Graue Schattierung symbolisiert die Wintermonate von November bis Februar.



4 Organischer Kohlenstoff

4.1 Überblick der Ergebnisse

Die Konzentration des organischen Kohlenstoffs (TOC) im Boden ist in vielerlei Hinsicht von Bedeutung und steht daher im Fokus der aktuellen Agrar- und Umweltforschung (Guillaume et al., 2022; Johannes et al., 2017; Lorenz und Lal, 2016). Als Teil der organischen Substanz hat der organische Kohlenstoff grossen Einfluss auf zentrale Bodenfunktionen, wie die Nährstoffverfügbarkeit, den Wasserhaushalt und die Ausbildung einer stabilen Bodenstruktur (Wiesmeier et al., 2019). Er dient als Nahrungsgrundlage für Mikroorganismen im Boden, welche durch deren Umsatz essenzielle Pflanzennährstoffe freisetzen. Durch die Ausbildung organisch-mineralischer Komplexe wird die Bodenstruktur stabilisiert, was sich auch positiv auf den Wasserhaushalt eines Standortes auswirkt. Dadurch begünstigt der organische Kohlenstoff nicht nur die Fruchtbarkeit landwirtschaftlich genutzter Böden, sondern fördert auch deren regionale Schutzfunktion, beispielsweise vor Hochwasser und Hangrutschungen (BAFU, 2017). Als grösster terrestrischer Speicher von Kohlenstoff (C) nimmt der Boden auch im globalen Kohlenstoffkreislauf eine wichtige Rolle ein. Mit rund 1550 Gt C ist im Boden weltweit mehr Kohlenstoff gespeichert als in der oberirdischen Phytomasse (600 Gt C) und der Atmosphäre (780 Gt C) zusammen (Lal, 2008). Die organische Bodensubstanz steht im Austausch mit der Atmosphäre. Insbesondere über die Photosynthese gelangt atmosphärischer Kohlenstoff in Form von Pflanzenrückständen und Assimilaten in den Boden. Infolge der Umsetzung der organischen Substanz durch Mikroorganismen kann Kohlenstoff in Form der Treibhausgase Kohlenstoffdioxid (CO₂) und Methan (CH₄) wiederum an die Atmosphäre abgegeben werden. Diese Umsatzprozesse werden von Umweltbedingungen wie Temperatur und Bodenfeuchte beeinflusst – Einflussfaktoren, für welche durch den Klimawandel globale und regionale Änderungen geschehen sind und prognostiziert werden. Aufgrund der grossen im Boden gespeicherten Mengen an Kohlenstoff können sich bereits geringe Änderungen erheblich auf die atmosphärische CO₂-Konzentration auswirken. Ob Böden als Kohlenstoff-Quellen oder -Senken fungieren ist für den weiteren Verlauf der Klimaerwärmung daher von ausserordentlicher Bedeutung (Bahn et al., 2008; Guillaume et al., 2022; Knotters et al., 2022; Raich und Schlesinger, 1992).

In diesem Kapitel werden die TOC-Konzentrationen in 0–20 cm Bodentiefe während der siebten Erhebung (2014–2019), und deren zeitliche Entwicklung seit der ersten Erhebung (1985–1989) dargestellt. Um scheinbare Änderungen in den Zeitreihen auszuschliessen, die auf eine geänderte Anzahl Standorte im Kollektiv zurückzuführen sind, wurden solche Standorte mit unvollständigen Zeitreihen von der Auswertung ausgeschlossen (vgl. Kap. 2.3). Von den aktuell 114 Standorten im NABO Kollektiv sind 104 Standorte in die Auswertung der TOC-Konzentrationen eingeflossen. Die Unterschiede in der TOC-Konzentration zwischen einzelnen Standorten sind jeweils grösser als die Veränderungen über die Zeit, daher wird die TOC-Konzentration zentriert auf den Median jedes Standortes dargestellt (vgl. Kap. 2.3).

In der siebten Erhebung liegen die TOC-Konzentration zwischen 1 % und 48 % der TS der Feinerde (Tab. 12). Dabei unterscheidet sich das Niveau je nach Landnutzung und Nutzungsintensität. Die geringsten TOC-Konzentrationen (Minimum, Median und Mittelwert pro Landnutzung bzw. Nutzungsintensität) wurden an Ackerbaustandorten gemessen, die höchste TOC-Konzentration an einem Moorstandort (Schutzstandort unter «Andere» in Tab. 12). An landwirtschaftlich genutzten Standorten wurde die höchste TOC-Konzentration in einem ehemals organischen Boden gemessen, der als Gemüsebaustandort zu den Spezialkulturen zählt. Im Vergleich der verschiedenen Landnutzungen ist der Median an Ackerbaustandorten (2,1 %) und Spezialkulturen (2,4 %) am geringsten, und an Grasland- (4,8 %) und Waldstandorten (5,0 %) am höchsten. Unter den Graslandstandorten weisen extensiv bewirtschaftete Standorte die höchsten TOC-Konzentrationen auf (Median: 5,4 %). An intensiv bewirtschafteten Standorten sind die TOC-Konzentrationen deutlich tiefer (Median: 4,6 %), möglicherweise bedingt durch einen an diesen Standorten höheren Entzug von Kohlenstoff über das Erntegut im Vergleich zu extensiv genutzten Standorten.

Über den Beobachtungszeitraum von 1985–2019 blieben die TOC-Konzentrationen insgesamt vergleichsweise konstant. Nur an einzelnen Standorten wurden Zu- oder Abnahmen gemessen. Sowohl an einzelnen Graslandstandorten

(Moll-Mielewczik et al., 2023) als auch an einzelnen Ackerbaustandorten (Gubler et al., 2019) konnten Änderungen in der TOC-Konzentration durch veränderte Mengen an ausgebrachtem Hofdünger, und, auf Ackerbaustandorten, durch den Anteil an Kunstdünger in der Fruchtfolge, erklärt werden (Kap. 4.2.1 und 4.2.2). Die auf Waldstandorten seit Beginn der Messungen ermittelten Unterschiede in der TOC-Konzentration je nach Art der Bestockung (Laubwald, Nadelwald, Mischwald) bestehen weiterhin (Meuli et al., 2014). Erste Auswertungen bestätigen, dass auch Bodeneigenschaften einen wesentlichen Einfluss auf die TOC-Konzentration eines Standortes haben: Auf Waldstandorten der NABO konnte ein Zusammenhang zwischen der TOC-Konzentration und dem Verhältnis von TOC zu Ton, sowie mit dem Raumgewicht der Feinerde gezeigt werden (vgl. Kap. 4.2.4).

In weiterführenden Forschungsprojekten werden die erhobenen Daten auf unterschiedlichste Weise genutzt. Anhand gemessener Werte der TOC-Konzentration (% TS der Feinerde) und des Raumgewichts der Feinerde (g cm^{-3}) können standortspezifische TOC-Vorräte (t C ha^{-1}) berechnet werden. Diese wiederum können zur Validierung von Modellen, welche Kohlenstoffvorräte unter verschiedenen Szenarien (z. B. Klima, Bewirtschaftung) vorherzusagen, herangezogen werden. Moll-Mielewczik et al. (2023) konnten zeigen, dass der mit dem *Rothamsted Carbon Model* (RothC) modellierte Trend des Kohlenstoffvorrats über die Zeit gut mit dem Kohlenstoffvorrat übereinstimmt, der mittels gemessener TOC-Konzentrationen berechnet wurde. Eine Erkenntnis von hoher Aktualität und Relevanz, da dieses Modell für Modellrechnungen für das Schweizerische Treibhausgasinventar (BAFU,

2022) herangezogen wird. Ein weiterer Forschungsinhalt besteht darin, TOC-Konzentrationen nicht nur wie bisher in den obersten 20 cm des Bodens, sondern bis 75 cm Bodentiefe zu messen. Erste Auswertungen dieser Proben haben gezeigt, dass auch der Unterboden entscheidend zum Kohlenstoffvorrat beiträgt (vgl. Kap. 4.3.2). Zukünftig soll die Entwicklung der TOC-Konzentration über die Zeit auch bis in tiefe Bodenschichten beobachtet werden, um Änderungen frühzeitig erkennen und die Verweildauer von Kohlenstoff im Unterboden abschätzen zu können.

4.2 Siebte Erhebung und zeitliche Entwicklung

4.2.1 Grasland

In der siebten Erhebung (Tab. 12) liegt die TOC-Konzentration an Graslandstandorten zwischen 2,9 % und 12,0 % der TS der Feinerde, wobei je nach Nutzungsintensität deutliche Unterschiede vorliegen. Die höchsten Konzentrationen wurden an extensiv bewirtschafteten Standorten gemessen (Median = 5,4 %, Werte von 4,0–10,6 %), während die Konzentration an intensiv genutzten Graslandstandorten mit einem Median von 4,6 % (Werte von 2,9–5,0 %) darunter lag. Der seit 1985 gemessene, marginal ansteigende Trend der TOC-Konzentrationen an intensiv genutzten Standorten setzte sich weiter fort (Abb. 15). An wenig intensiv bewirtschafteten Standorten gab es zwar Schwankungen zwischen verschiedenen Erhebungsperioden, insgesamt war der Median der TOC-Konzentration über die 30 Jahre jedoch stabil. An extensiv bewirtschafteten Standorten gab es nach der ersten Erhebung (1985–1989) zunächst einen ansteigenden Trend, seither ist die TOC-Konzentration weitgehend unverändert

Tab. 12: TOC-Konzentration (% TS der Feinerde) in 0–20 cm Bodentiefe in der siebten Erhebung

	Grasland			Ackerbau	Spezialkulturen	Wald	Andere	Alle Standorte
	extensiv	wenig intensiv	intensiv					
n	15	9	6	32	11	25	6	104
Minimum	4,0	3,0	2,9	1,0	1,3	2,4	1,9	1,0
10 %-Perzentile	4,4	3,2	3,0	1,4	1,5	3,0	2,1	1,7
Median	5,4	3,8	4,6	2,1	2,4	5,0	4,8	3,7
Mittelwert	5,9	4,7	4,2	2,6	5,7	6,5	17,4	5,5
90 %-Perzentile	7,8	7,0	4,9	3,7	5,1	13,0	45,5	9,9
Maximum	10,6	12,0	5,0	15,6	35,5	14,0	47,8	47,8

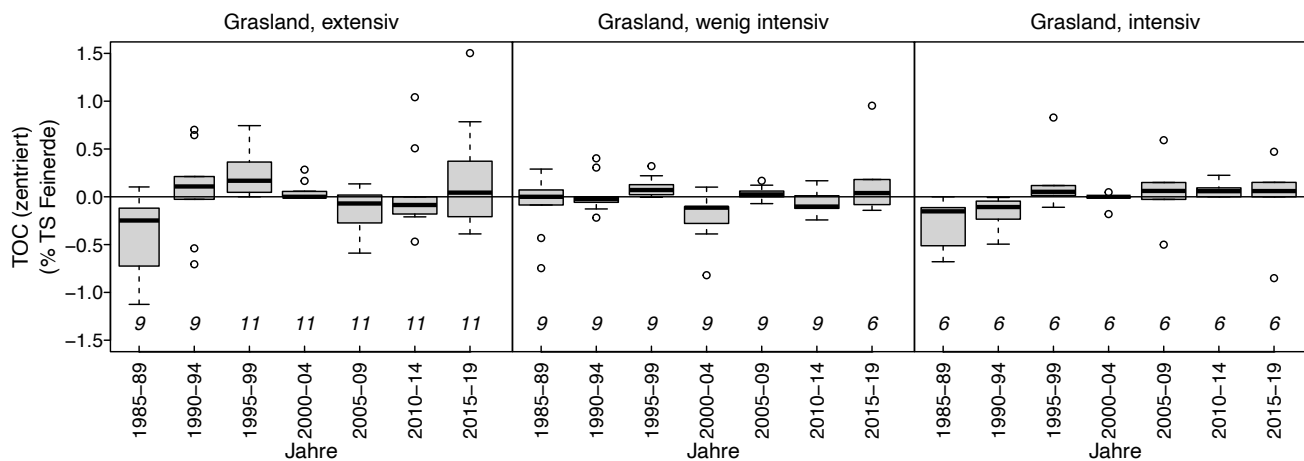
geblieben. Die Unterschiede zwischen einzelnen Standorten und verschiedenen Erhebungsperioden waren an extensiv bewirtschafteten Standorten jeweils grösser als an mittelintensiv und intensiv genutzten Standorten.

Im Vergleich zu extensiv genutzten Graslandstandorten erhalten intensiv genutzte Standorte einen höheren Nährstoffinput pro Fläche und Zeit (primär über Hofdünger), es werden aber auch mehr Nährstoffe über das Erntegut dem Boden entzogen (Gross et al., 2021a). Dies könnte als Erklärung für die allgemein niedrigeren TOC-Konzentrationen auf intensiv genutzten Standorten herangezogen werden. Eine extensive Bewirtschaftung ist wiederum mit weniger physikalischen Störungen verbunden (Jacobs et al., 2018), was die Ausbildung einer stabilen Bodenstruktur und

die Stabilisierung der organischen Substanz begünstigt (Six et al., 2000). Bei einer Analyse über alle NABO-Graslandstandorte auf mineralischen Böden, für die seit 1985 Daten vorliegen, wurde von Moll-Mielewicz et al. (2023) kein genereller statistischer Zusammenhang zwischen der Menge ausgebrachter Hofdünger und der TOC-Konzentration im Boden festgestellt. Einzelne Standorte zeigten jedoch abnehmende TOC-Konzentrationen, die möglicherweise auf verringerte Hofdüngergaben zurückgeführt werden können. Dieser Zusammenhang stimmt mit Ergebnissen regionaler (Ammann, 2020) und globaler Studien (Maillard und Angers, 2014) überein und konnte auch auf einzelnen Ackerbaustandorten der NABO gezeigt werden (Gubler et al., 2015a).

Abb. 15: Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration (% TS der Feinerde) im Oberboden von Graslandstandorten

Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.



4.2.2 Ackerbau

In der siebten Erhebung (Tab. 12) liegt die TOC-Konzentration auf der Mehrzahl der Ackerbaustandorte zwischen 1,0 % und 4,1 % der TS der Feinerde, und damit deutlich unterhalb der TOC-Konzentration von Graslandstandorten. Eine Ausnahme mit hohen Konzentrationen (15,6 %) stellen zwei Standorte dar, die sich auf ehemals organischen Böden befinden. Die seit 2005 verzeichnete tendenzielle Zunahme des Medians der TOC-Konzentration auf Ackerbaustandorten (Abb. 16) setzt sich bis zur aktuellen Erhebungsperiode fort. Davon ausgeschlossen sind die beiden Standorte auf ehemals organischen Böden, bei denen die TOC-Konzentration über die Zeit abnahm.

Die TOC-Konzentrationen an Ackerbaustandorten der NABO sind vergleichbar mit Ergebnissen einer umfangreichen Bodenzustandserhebung aus Deutschland (Jacobs et al., 2018). Auch die seit Beginn der Messreihe über alle Standorte hinweg unveränderte TOC-Konzentration (Median), während an einzelnen Standorten Zu-, respektive Abnahmen gemessen wurden, deckt sich mit vergleichbaren Untersuchungen aus anderen europäischen Ländern (Übersicht, siehe Gubler et al., 2019). Analysen auf Ackerbaustandorten der NABO deuten darauf hin, dass insbesondere veränderte Mengen an Hofdüngerinput zu Änderungen der TOC-Konzentration an einzelnen Standorten geführt haben

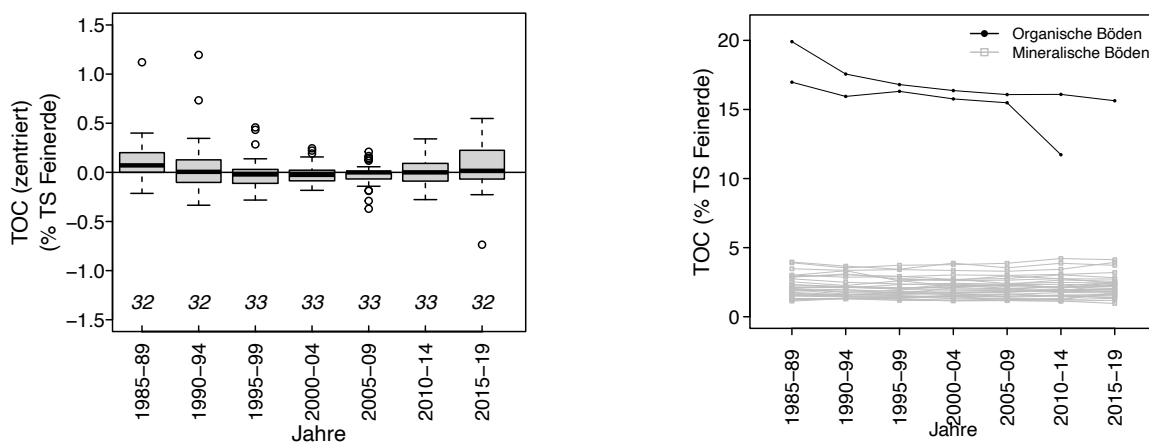
(Gubler et al., 2019). Zudem zeigen Böden mit niedriger anfänglicher TOC-Konzentration (oder TOC:Ton-Verhältnis) ein grösseres Potential für eine über die Zeit zunehmende TOC-Konzentration und umgekehrt (Bellamy et al., 2005; Johannes et al., 2017; Keel et al., 2019). Dieser Zusammenhang wird bei den beiden Standorten auf ehemals organischen Böden sichtbar: Einzig an diesen Standorten wurde eine deutliche Reduktion der anfänglich hohen TOC-Konzentration festgestellt, welche durch Entwässerung für die landwirtschaftliche Nutzung erklärt werden kann.

Die ansonsten unveränderte TOC-Konzentration über den Beobachtungszeitraum auf der Mehrzahl der Standorte kann auf einen Gleichgewichtszustand infolge weitgehend gleichbleibender Bewirtschaftung in den letzten Jahrzehnten zurückgeführt werden (Gubler et al., 2019). Die marginal höhere TOC-Konzentration (Median) ist zu geringfügig, um von einem Trend zu sprechen. Sollte sich der Anstieg in den Folgerhebungen aber fortsetzen, wäre als möglicher Grund die Einführung des Ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) zu prüfen. Ende der 1990er-Jahre wurden durch den ÖLN Anreize zum Anbau von Zwischenkulturen und Gründüngung auf Ackerbaustandorten geschaffen. Dies kann als eine Erklärung für die leichte Zunahme der TOC-Konzentration auf Ackerbaustandorten seit Ende der 1990er-Jahre herangezogen werden.

Abb. 16: Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration (% TS der Feinerde) im Oberboden von Ackerbaustandorten

Links: Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Rechts: Absolutwerte der TOC-Konzentration auf organischen und mineralischen Böden.



4.2.3 Spezialkulturen

Die NABO-Standorte mit Spezialkulturen umfassen Standorte mit Gemüse-, Obst- und Rebbau. Die TOC-Konzentration der Standorte mit Spezialkulturen liegt bei der siebten Erhebung zwischen 1,3 % und 35,5 % TS der Feinerde (Tab. 12). Der Median von 2,4 % über alle Standorte hinweg verdeutlicht jedoch, dass es sich bei dem Standort mit 35,5 % TOC um einen Sonderfall handelt. Der Boden an diesem Standort wurde als Moor klassifiziert. Über alle betrachteten NABO-Standorte mit Spezialkulturen hinweg ist die TOC-Konzentration seit Beginn der Messreihe auf einem stabilen Niveau geblieben, allenfalls mit einer zunehmenden Tendenz (Abb. 17). Während Gemüsebaustandorte über die Zeit gleichbleibende TOC-Konzentrationen aufweisen (Abb. 17, rechts), sind bei Obst- und Rebbaustandorten grössere Schwankungen zwischen einzelnen Erhebungen sichtbar.

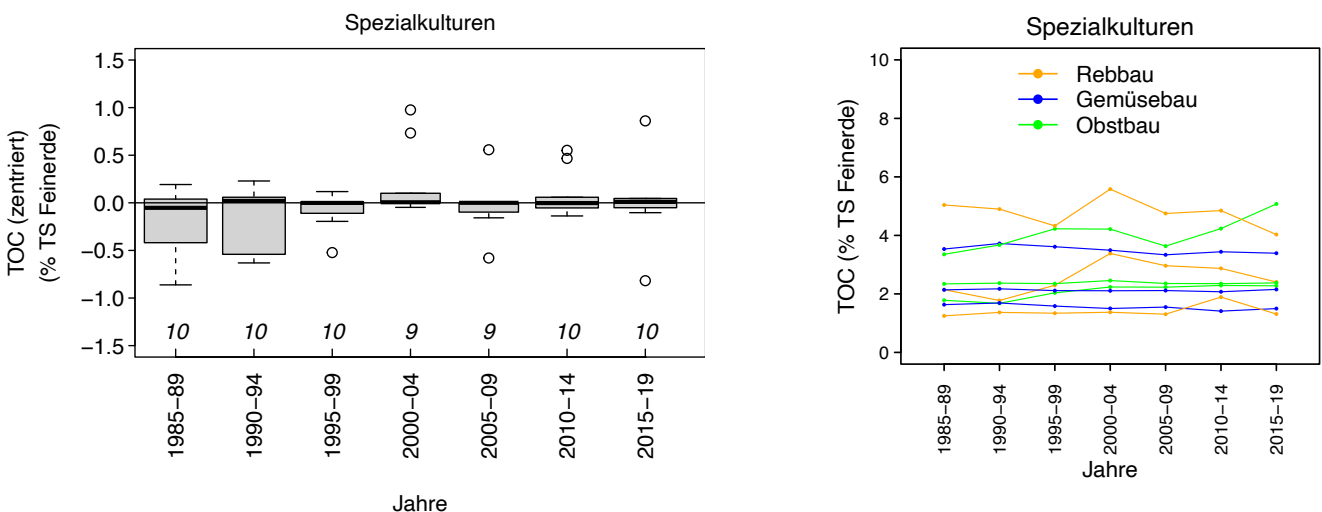
Gemüsebaustandorte sind einerseits gekennzeichnet durch hohe Mengen an Ernteresten, die auf dem Feld verbleiben, andererseits durch eine regelmässige Bodenbearbeitung, beispielsweise für die Bereitung des Saatbettes und die Unkrautbekämpfung (Bajgai et al., 2015). Zwischen diesen humusfördernden und humuszehrenden Massnahmen herrscht auf den Gemüsebaustandorten der NABO offenbar ein Gleichgewicht. Durch die regelmässige Bodenbearbeitung findet ausserdem in 0–20 cm Tiefe eine homogene Durchmischung des TOC statt.

Im Gegensatz dazu ist die Bodenbearbeitung auf langjährig angelegten Rebbau- und Obstbaustandorten meist weniger tiefgründig und die TOC-Zufuhr stark von individuellen Bewirtschaftungsmassnahmen abhängig. Für den ÖLN ist im Weinbau eine ganzjährige Begrünung in einer von zwei Gassen vorgesehen. Diese Massnahme, in Verbindung mit alternierender Bodenbearbeitung könnte eine Erklärung für die Schwankungen in der TOC-Konzentration zwischen einzelnen Erhebungen sein. Zudem ist eine repräsentative Probenahme im Weinbau aufgrund der Hangneigung und des hohen Skeletthalts im Boden schwierig zu gestalten, was auch einen Teil der Variabilität erklären kann. Bewirtschaftungsmassnahmen, welche die TOC-Dynamik (bezogen auf Grasland) stark beeinflussen, sind die Düngeintensität, die Art und Häufigkeit der Nutzung (Ernte und / oder Beweidung) und Bodenbearbeitung (Ammann, 2020). An einem der Obstbaustandorte wurde seit der fünften Erhebung (2005–2009) eine deutliche Zunahme der TOC-Konzentration von 3,6–5,1 % TS der Feinerde verzeichnet (Abb. 17, rechts). Dieser Standort wurde ehemals als Kombination aus Obstanlage und Naturwiese durch Beweidung und Schnittnutzung intensiv genutzt. Mit dem Betriebsleiterwechsel im Jahr 2014 hat eine Extensivierung der Bewirtschaftung stattgefunden, hin zu einer Reduktion der Schnittnutzung und ausbleibendem Entzug des Ernteguts aus der Obstanlage ohne Bewirtschaftung der Obstanlage (Kirschbäume). Ein anschauliches Beispiel für den Einfluss der Bewirtschaftungsart und -intensität auf die TOC-Konzentration eines Bodens.

Abb. 17: Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration (% TS der Feinerde) im Oberboden von Spezialkulturstandorten

Links: Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Rechts: Absolutwerte der TOC-Konzentration auf Rebbau-, Gemüsebau- und Obstbaustandorten.



4.2.4 Wald

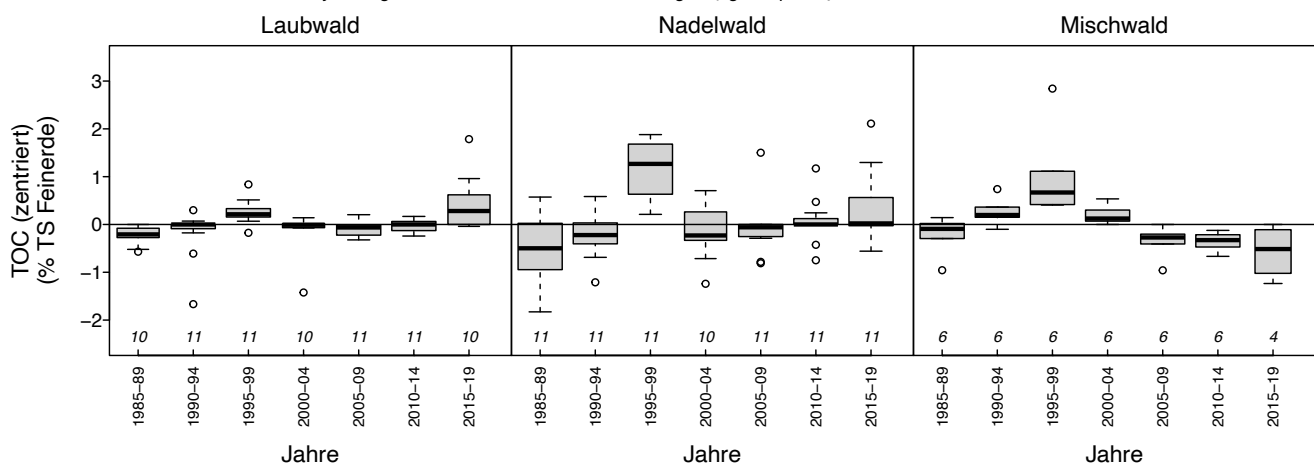
Die Waldstandorte der NABO werden je nach Bestockung unterteilt in Laubwald, Nadelwald und Mischwald. Die TOC-Konzentration über alle Waldstandorte hinweg liegt in der siebten Erhebung zwischen 2,4 % und 14 % TS der Feinerde, mit einem Median von 5 %. Dieser liegt damit deutlich oberhalb des Medians aller beprobten NABO-Standorte von 3,7 %. Je nach Art der Bestockung gibt es Unterschiede im Niveau der TOC-Konzentration: Hohe TOC-Konzentrationen sind überwiegend an Nadelwaldstandorten zu finden (3,2–14,0 %), die geringsten unter Mischwald (2,9–4,9 %). Die Unterschiede in der TOC-Konzentration in Abhängigkeit der Bestockung bestehen seit Beginn der Messreihe und bewegen sich seither auf einem stabilen Niveau. Die erhöhten Messwerte an allen Waldstandorten in der dritten Erhebung (1995–1999) wurden auf unterschiedliche Standortbedingungen während der Probenahme zurückgeführt (Gubler et al., 2015a; Meuli et al., 2014). Um die Messwerte nicht zu verzerren wird die Probenahme auf Waldstandorten entsprechend seit der vierten Erhebung nur bei ähnlicher Bodenfeuchte durchgeführt. Seither ist an Standorten mit Laubwald und Nadelwald ein leicht positiver Trend zu verzeichnen, während die TOC-Konzentration im Boden unter Mischwald tendenziell gesunken ist.

Die unterschiedliche TOC-Konzentration je nach Bestockung stimmt überein mit einer bundesweiten Bestandserhebung

aus Österreich (Jandl et al., 2021). Eine vergleichbare Untersuchung aus Deutschland (Wellbrock et al., 2016) zeigt hingegen, dass Nadelwälder zwar in der Streuauflage höhere TOC-Konzentrationen aufweisen als Laubwälder, nicht jedoch innerhalb der mineralischen Bodenschicht von 0–30 cm. Die Autorinnen begründen dies mit einem starken Einfluss des Bodensubstrates auf die Höhe der TOC-Konzentration. Auch Hagedorn et al. (2010) weisen auf den Einfluss bestimmter Bodeneigenschaften hin, wie beispielsweise die humusstabilisierende Wirkung von Eisen- und Aluminiumoxiden, die sich unter Umständen stärker auf die Kohlenstoff-Speicherung auswirken als die Menge der eingetragenen Streu. Auswertungen von Knecht et al. (2022) bestätigen auch für Waldstandorte der NABO einen Zusammenhang zwischen TOC-Konzentration und dem Verhältnis TOC zu Ton, sowie dem Raumgewicht der Feinerde und der TOC-Konzentration. Für Nadelwald konnte gezeigt werden, dass durch Trockenheit die Verlagerung von C aus der organischen Auflage in den Mineralboden reduziert wird (Guidi et al., 2022). Im Zuge des mit dem Klimawandel erwarteten Temperaturanstiegs wird es zu einer Artenverschiebung kommen, weg von Nadelwäldern und hin zu mehr Laub-Mischwäldern (Jandl et al., 2021). Untersuchungen von Hagedorn et al. (2010) legen ausserdem nahe, dass die Klimaerwärmung, unabhängig der Bestockung, in Zukunft zu TOC-Verlusten aus Schweizer Waldböden führen wird. Bislang sind solche TOC-Verluste im Messnetz der NABO nicht sichtbar.

Abb. 18: Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration (% TS der Feinerde) im Oberboden von Waldstandorten

Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.



4.3 Aktuelle Forschung im Rahmen der NABO

4.3.1 Organischer Kohlenstoff im Grasland

Für das schweizerische Treibhausgasinventar (THG, BAFU, 2022) werden Modellrechnungen mit dem Modell RothC (Coleman et al., 1997; Jenkinson et al., 1990) durchgeführt um die organischen Kohlenstoffvorräte (TOC-Vorrat) für Grasland für verschiedene Regionen der Schweiz abschätzen zu können (Wüst-Galley et al., 2020, 2021). In einer Zusammenarbeit mit der Forschungsgruppe Klima und Landwirtschaft (Agroscope), welche diese Berechnungen für das THG erstellt, konnten modellierte Werte mit gemessenen Zeitreihen der TOC-Vorräte in 0–20 cm Tiefe der NABO Graslandstandorte (1985–2014) verglichen werden (Moll-Mielewicz et al., 2023).

Moll-Mielewicz et al. (2023) konnten aufzeigen, dass der modellierte zeitliche Trend des TOC-Vorrates an 67 % der 24 untersuchten Graslandstandorte gut mit den Messungen übereinstimmt. An 12 % der Graslandstandorte überschätzte das Modell die Änderungen des gemessenen TOC-Vorrates. Diese Standorte erhielten in den 1980er-Jahren mehr Hofdünger als später in der Zeitreihe. Da das Modell sich auf die Anfangswerte 1985–1989 bezieht, ist der Unterschied zwischen Modell und den Messungen so zu erklären. Bei 21 % der Standorte waren die gemessenen Veränderungen höher als die modellierten. Von den meisten dieser Standorte fehlten die Bewirtschaftungsangaben der Landwirte und es mussten Annahmen über die Hofdüngergaben getroffen werden, was eine wesentliche Unsicherheit in der Modellierung darstellte. In Kombination mit den stabilen Verläufen der gemessenen TOC-Vorräte über die Zeit kann davon ausgegangen werden, dass die Modellrechnung geeignet ist, um bei unveränderter Bewirtschaftung verlässliche Prognosen über die zeitliche Entwicklung der TOC-Vorräte zu machen.

4.3.2 Organischer Kohlenstoff im Bodenprofil

Aufgrund des sich ändernden Klimas hat der Boden als Kohlenstoffquelle oder -senke eine wichtige Bedeutung. Für eine umfassende Messung des organischen Kohlenstoffs (gemessen als TOC) in Böden des NABO-Messnetzes werden seit 2010 an 89 Standorten zusätzlich zum Oberboden (0–20 cm) auch Bodenproben bis 75 cm Tiefe entnommen, die in pedologische Horizonte unterteilt werden. Durch die zeitgleiche Messung des Raumgewichtes der Feinerde (g cm^{-3}) ist es möglich, den TOC-Vorrat (t ha^{-1}) pro Horizont zu bestimmen.

Erste Auswertungen dieser Bodenproben zeigen, dass auch im Unterboden erhebliche TOC-Vorräte gespeichert sind. Dabei gibt es Unterschiede im TOC-Vorrat unterschiedlicher Bodentiefen je nach Landnutzung (Ackerbau, Grasland, Wald) und je nach Nutzungsintensität. Um die Stabilität der TOC-Vorräte im Unterboden beurteilen zu können untersucht die NABO einerseits deren zeitliche Entwicklung seit der ersten Erhebung (1985), anhand von Bodenproben aus den damals gegrabenen Profilgruben. Andererseits soll die Verteilung des labilen und stabilen TOC-Vorrates im Boden bis 75 cm Tiefe gemessen werden. Daraus lassen sich womöglich Rückschlüsse auf die Verweildauer des im Boden gespeicherten TOC-Vorrates ziehen.

Um gezielt auf die TOC-Dynamik im Ober- und Unterboden einwirken zu können, ist eine Identifikation der entsprechenden Einflussfaktoren notwendig. Durch eine Verknüpfung der TOC-Vorräte mit den NABO Daten zu Bewirtschaftungsmassnahmen einerseits, und Standortfaktoren (beispielsweise Tongehalt und Grundwassereinfluss) andererseits, lassen sich solche Einflussfaktoren identifizieren und können gezielt zu Erhalt und Steigerung des TOC-Vorrates im Boden genutzt werden. Dabei hat die Unterteilung der Bodenschichten in pedologische Horizonte einen entscheidenden Vorteil: Sie bietet eine ökologische Interpretationsgrundlage, welche durch die in der Literatur oftmals übliche Unterteilung in definierte Bodentiefen nicht gegeben ist.

(Abb. 19, Details siehe Kap. 5.2). Bei den Waldstandorten ist die grössere Variabilität innerhalb eines Jahres und über den zeitlichen Verlauf auf die Heterogenität des Probenahmematerials sowie das Spektrum der beprobten Waldarten (vier Laub-, vier Nadel- und zwei Mischwälder) zurückzuführen. Die im Folgenden beschriebenen Resultate lassen im Wesentlichen folgende Schlussfolgerungen zu:

- Die Wertebereiche der mikrobiellen Biomasse und der Basalatmung unterschieden sich zwischen den Landnutzungen (Wald > Grasland > Ackerbau) und waren aber über den Beobachtungszeitraum pro Landnutzung und Standort relativ konstant (Tab. 13, Abb. 19).
- Die mikrobiologischen Summenparameter mikrobielle Biomasse und Basalatmung ermöglichen eine generelle Beurteilung des Zustandes der Bodenmikrobiologie über die Zeit (Abb. 21), während molekulargenetische Methoden wichtige zusätzliche Informationen zu mikrobiellen Lebensgemeinschaften und zur Biodiversität erlauben.
- Die mikrobiellen Gemeinschaften unterscheiden sich sowohl zwischen den Landnutzungen Wald, Grasland und Ackerbau als auch zwischen den einzelnen Standorten (Abb. 22).

5.2 Zustand und zeitliche Entwicklung

Die Daten der ersten fünf Jahre des NABObio-Monitorings (2012–2016) wurden sowohl mikrobiologisch als auch molekulargenetisch ausgewertet und publiziert (Hug et al., 2018; Gschwend et al., 2021a, b). Die bereits publizierten Daten (2012–2016) sowie die neuen Daten (2017–2021) für Basalatmung, mikrobielle Biomasse, pH und organischen Kohlenstoff sind in Tabelle 13 zusammengefasst. Die gemessenen Werte der Basalatmung und der mikrobiellen Biomasse auf Grasland- und Ackerbaustandorten sind im Wertebereich anderer Studien in der Schweiz (Fließbach et al., 2007; Oberholzer und Scheid, 2007; VBB und BSA, 2009).

Über die Zeit nahm die Anzahl NABObio-Standorte aus mehreren Gründen ab. Ein Ackerbaustandort musste 2017 vollständig aufgegeben werden und wurde aus den hier gezeigten Auswertungen ausgeschlossen (n = 9 im Ackerbau). Bei den Graslandstandorten erfolgte im Verlauf der zweiten Messperiode zunächst bei einem (2017) und dann bei einem zweiten (2021) Standort eine Umnutzung von Grasland auf Ackerbau. Auf einem weiteren Standort werden seit 2019 im Grasland Hanfreihe angebaut, was zu einer Mischung von Grasland und Spezialkultur führt. Daher reduzierte sich die Anzahl der Graslandstandorte ab 2017 von zehn auf sieben im Jahr 2021 (Abb. 19 und Tab. 13). Die zehn Waldstandorte wurden von 2012–2016

Tab. 13: Mikrobielle Biomasse, Basalatmung, pH und organischer Kohlenstoff an Grasland-, Ackerbau-, und Waldstandorten von 2012–2016 und von 2017–2021 (Mittelwert über den jeweiligen Zeitraum). TS = Trockensubstanz der Feinerde

	Mikrobielle Biomasse (mg C _{mik} kg ⁻¹ TS Feinerde)		Basalatmung (mg CO ₂ -C kg ⁻¹ TS Feinerde h ⁻¹)		pH		Organischer Kohlenstoff (% TS Feinerde)	
	2012–2016	2017–2021	2012–2016	2017–2021	2012–2016	2017–2021	2012–2016	2017–2021
Ackerbau								
Anzahl Standorte	9	9	9	9	9	9	9	9
Minimum	230	189	0,27	0,21	6,0	5,8	1,1	0,9
10 %-Perzentile	333	312	0,43	0,32	6,2	6,2	1,3	1,2
Median	561	700	0,75	0,86	7,1	6,9	1,9	2,0
Mittelwert	651	699	0,77	0,85	6,9	6,8	2,1	2,2
90 %-Perzentile	1145	1111	1,11	1,39	7,4	7,4	3,2	3,2
Maximum	1247	1358	1,58	1,87	7,5	7,5	3,4	3,7
Grasland								
Anzahl Standorte	10	7–9	10	7–9	10	7–9	10	7–9
Minimum	986	689	0,84	0,78	3,9	3,9	2,6	2,7
10 %-Perzentile	1091	1024	0,96	0,94	4,7	4,0	2,9	2,8
Median	1433	1265	1,24	1,21	5,5	5,5	3,8	3,8
Mittelwert	1574	1433	1,24	1,23	5,3	5,4	4,1	4,1
90 %-Perzentile	2143	2022	1,61	1,53	6,0	6,2	5,4	5,6
Maximum	2521	2194	1,89	1,92	6,3	6,4	7,0	6,7
Wald								
Anzahl Standorte	10	10 ¹	10	10 ¹	10	10 ¹	10	10 ¹
Minimum	564	462	0,47	0,78	3,3	3,4	2,4	2,5
10 %-Perzentile	899	762	0,86	0,90	3,4	3,5	3,2	3,8
Median	1883	1011	1,87	2,11	4,5	4,7	5,0	5,2
Mittelwert	2266	1132	2,29	2,28	4,8	4,8	7,3	8,3
90 %-Perzentile	3617	1703	4,54	4,16	6,7	6,6	14,8	18,5
Maximum	7727	1743	5,97	5,01	6,9	6,8	18,3	18,7

¹ Waldstandorte wurden im Zeitraum 2017–2021 nur im Jahr 2020 beprobt.

(durch die WSL) sowie einmalig im Jahr 2020 (durch Agroscope) bodenmikrobiologisch untersucht. Durch den Wechsel des Labors sind die Werte der Waldstandorte von 2020 nicht direkt mit der Zeitreihe 2012–2016 vergleichbar.

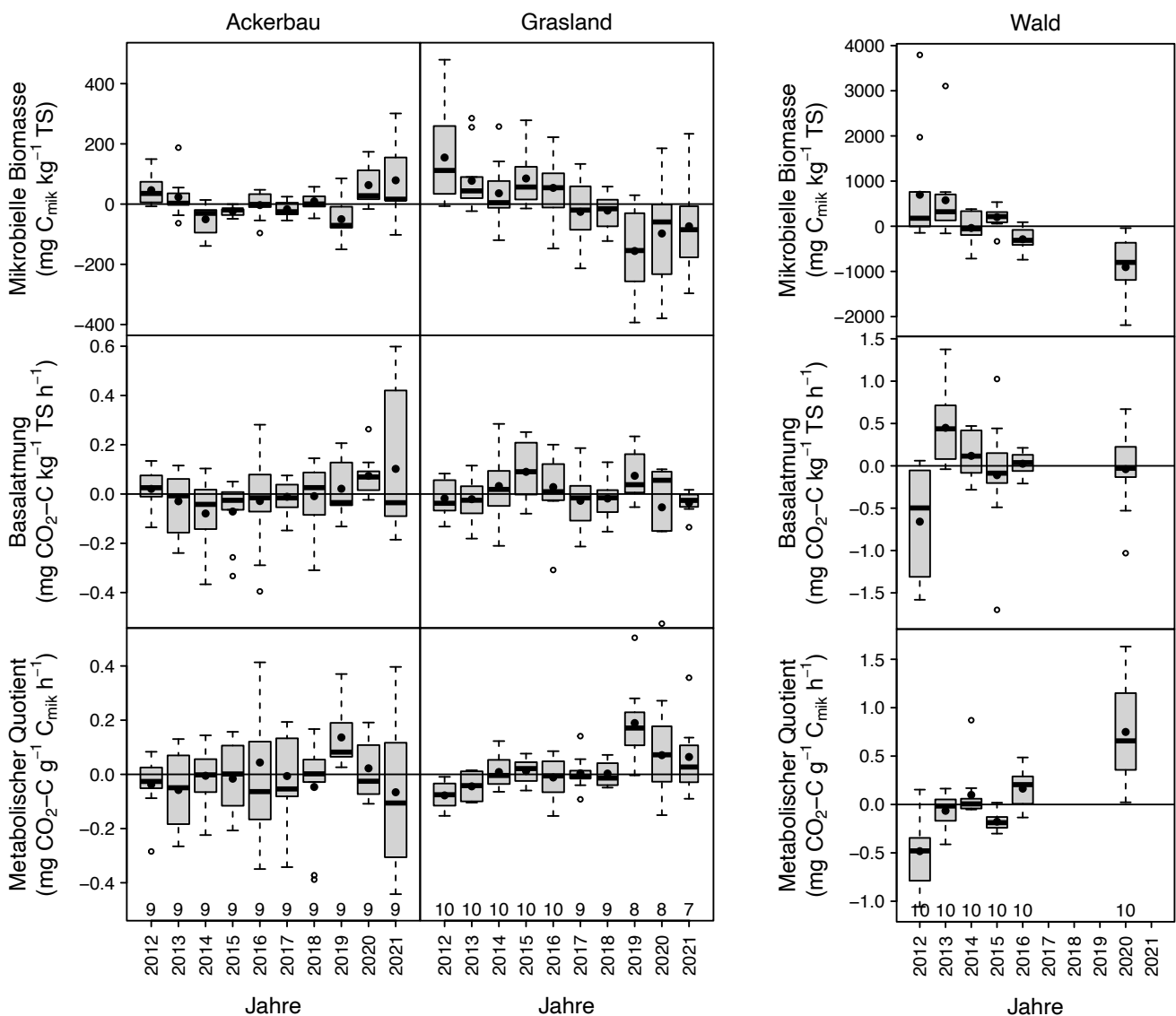
Die Basalatmung und die mikrobielle Biomasse hängen stark von verschiedenen Bodenparametern wie dem organischen Kohlenstoff und der Körnung ab. Damit besser festgestellt werden kann, ob ein genereller Trend über alle

Standorte der jeweiligen Nutzungsklasse (Ackerbau und Grasland) besteht, werden die Daten in Abbildung 20 zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts dargestellt (vgl. Kap. 2.3). Absolute Verläufe sind in Abbildung 19 und pro Standort in Anhang 3 gezeigt.

Ackerbaustandorte wiesen für die mikrobielle Biomasse und den metabolischen Quotienten keinen statistisch signifikanten Trend auf (ANOVA unter Berücksichtigung

Abb. 20: Zeitliche Entwicklung der mikrobiellen Biomasse (oben), Basalatmung (Mitte) und des metabolischen Quotienten (unten) an Ackerbau-, Grasland- und Waldstandorten

Der Verlauf der Messwerte wurde pro Standort zentriert, indem der Standort-Median subtrahiert wurde (vgl. Kap. 2.3). Für den Wald kann der Zeitpunkt 2020 nicht direkt mit der vorhergehenden Zeitreihe verglichen werden, da das Labor geändert wurde.



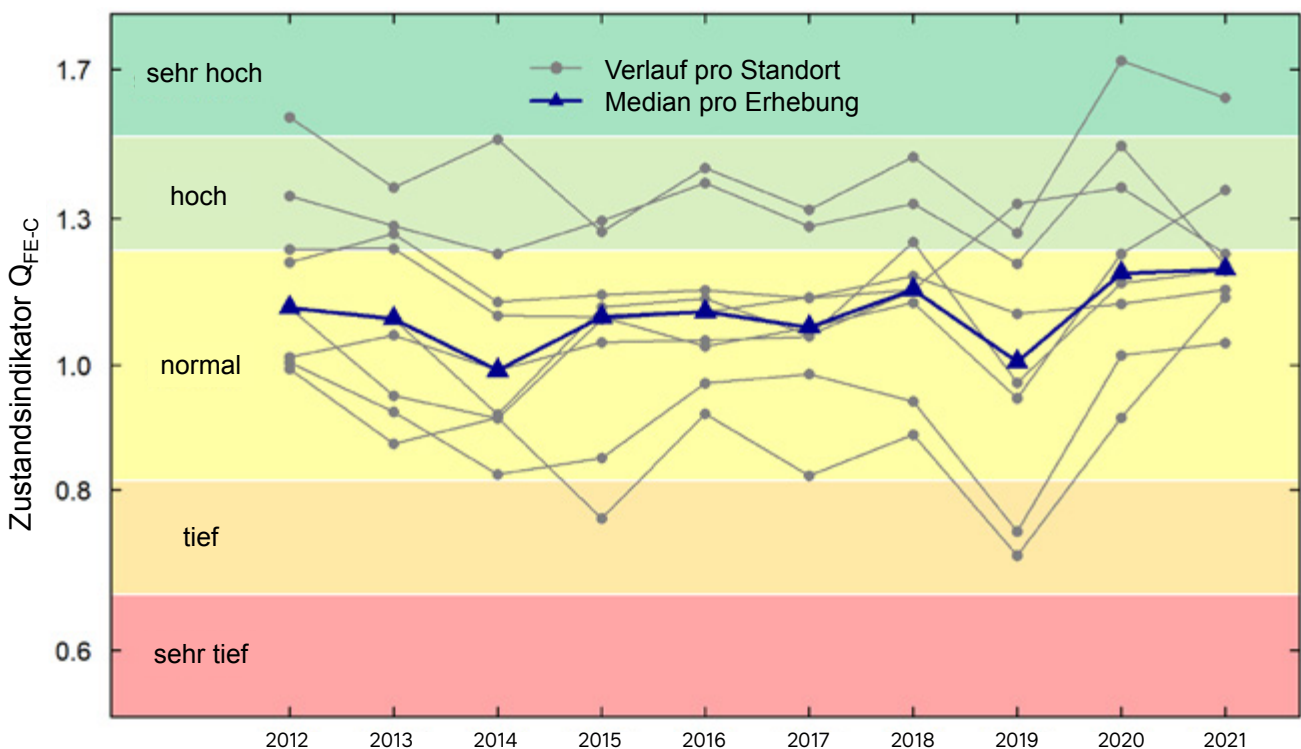
von wiederholten Messungen am gleichen Standort). Für die Basalatmung wurde ein leicht zunehmender Trend bei Ackerbaustandorten festgestellt ($p < 0,05$, $n = 9$, Abb. 20). Die Veränderungen der Basalatmung über die Zeit waren jedoch auf einzelnen Standorten heterogen (zwei Ackerbaustandorte zeigen einen zunehmenden Trend, ein Ackerbaustandort einen abnehmenden Trend, und sechs Ackerbaustandorte zeigten keinen Trend, Tab. A2 in Anh. 3), daher ist eine generelle Aussage schwierig. Bei den Graslandstandorten wurde für die mikrobielle Biomasse eine Abnahme über die Zeit festgestellt ($p < 0,01$, $n = 7$), bei der Basalatmung wurde hingegen kein Trend beobachtet. Auf Einzelstandorten zeigten drei Graslandstandorte einen abnehmenden Trend der Werte für mikrobielle Biomasse, die übrigen Graslandstandorte wiesen keinen Trend auf (Tab. A1, Anh. 3). Die Abnahme der mikrobiellen Biomasse bei den Graslandstandorten ab 2019 mit einer konstant bleibenden Basalatmung zeigt sich auch in den erhöhten Werten des metabolischen Quotienten (Abb. 20, unten). Die Streuung zwischen den Jahren ist auf eine Kombination verschiedener Einflüsse wie die Bewirtschaftung,

den Bodenzustand zum Zeitpunkt der Beprobung (z. B. Wassergehalt) oder auch Wettereinflüsse zurückzuführen. Mögliche Ursachen der abnehmenden Trends ab 2017 und der erhöhten Schwankungen der mikrobiellen Biomasse ab 2019 sind noch nicht abschliessend geklärt. Einen Einfluss der Probenahme kann aufgrund von stabilen Verläufen des C/N-Verhältnisses weitestgehend ausgeschlossen werden. Es ist zu beachten, dass die Anzahl der NABObio-Standorte begrenzt ist, weshalb keine Aussage über schweizweite Trends auf Basis dieser Resultate möglich ist.

Die Messwerte der mikrobiellen Summenparameter Biomasse und Basalatmung können anhand standortspezifischer Referenzwerte beurteilt werden (Oberholzer et al., 1999). Der Zustandsindikator (Q) (Hug et al., 2021) ist der Quotient zwischen Messwerten und standortspezifischen Referenzwerten. Er erlaubt eine einfach verständliche numerische Beurteilung der Messwerte im Vergleich zu den an diesem Standort erwarteten Werte aufgrund der vorherrschenden Bodeneigenschaften

Abb. 21: Der Zustandsindikator Q für die mikrobielle Biomasse bestimmt mit der Chloroform-Fumigation-Extraktions-Methode (Q_{FE-C}) von neun Ackerbaustandorten

Beurteilung der Messwerte der mikrobiellen Biomasse aufgrund der an diesem Standort zu erwartenden Werte für 2012 bis 2021 (Details Hug et al., 2021).



(Abb. 21). In Abbildung 21 ist erkennbar, dass, gemäss der Beurteilung mittels Q , die mikrobielle Biomasse der NABO_{bio}-Ackerbaustandorte mehrheitlich in einem für die Standorte zu erwartenden «normalen» bis «hohen» Bereich liegen. Da eine ausreichend vorhandene mikrobielle Biomasse auf bewirtschafteten Flächen u.a. auch Voraussetzung für die Produktionsfunktion ist, können die Böden der untersuchten NABO_{bio}-Ackerbaustandorte diese Funktion wahrnehmen. Für Graslandstandorte werden aktuell Referenzgleichungen erarbeitet.

5.3 Aktuelle Forschung im Rahmen der NABO

5.3.1 Zehn Jahre molekulargenetisches Monitoring⁴

Seit 2012 wird an den NABO_{bio}-Standorten neben der mikrobiellen Biomasse und der Basalatmung auch jährlich die Diversität von Bakterien und Pilzen im Boden erhoben. Dies geschieht in enger Zusammenarbeit mit der Forschungsgruppe Molekulare Ökologie (Agroscope). Während die in Kapitel 5.2 besprochenen mikrobiologischen Summen- und Aktivitätsparameter einen Überblick und eine generelle Beurteilung über den Zustand der Mikroorganismen im Boden geben, können durch molekulargenetische Methoden zusätzlich Aussagen über die Biodiversität gemacht werden. Die molekulargenetischen Methoden erlauben es auch eine höhere Auflösung des biologischen Zustandes des Bodens zu erreichen, indem man z. B. sieht, welche taxonomischen Gruppen über die Zeit in ihrer Häufigkeit zu und abnehmen.

Zur Bestimmung der Diversität von Bakterien und Pilzen wird das Erbmateriale (DNS) der Lebewesen direkt aus den Bodenproben extrahiert. Daraus wird mit der Polymerasekettenreaktion (PCR) ein bestimmter DNS-Abschnitt (ein sogenannter Barcode) von Bakterien und Pilzen isoliert und mittels neuer Technologien deren Sequenzen ermittelt. Dieser Ansatz wird als Metabarcoding bezeichnet und erlaubt, simultan tausende Organismen zu erfassen und zu unterscheiden. Dadurch können die Mikroorganismen-Gemeinschaften (Mikrobiome), die in einer Bodenprobe leben, identifiziert werden. Die Resultate der ersten fünf Jahre des mikrobiologischen Monitorings (2012–2016) wurden so analysiert und

ausgewertet (Gschwend et al., 2021a, b). Wichtige und neue Erkenntnisse daraus sind, dass die bakteriellen und pilzlichen Gemeinschaften für die einzelnen Standorte und Landnutzungen (Ackerbau, Grasland und Wald) unterschiedliche Gemeinschaftsstrukturen aufweisen. Für die standortsspezifischen Unterschiede in den bakteriellen Gemeinschaftsstrukturen waren von den Umweltparametern hauptsächlich der pH-Wert und das C/N-Verhältnis des Bodens, sowie der jährliche Niederschlag ausschlaggebend (Abb. 22a). Für Standortunterschiede bei den pilzlichen Gemeinschaften sind dafür das C/N-Verhältnis und der pH-Wert des Bodens sowie die Höhenlage des Standortes entscheidend (Abb. 22b).

Des Weiteren wurden von Gschwend et al. (2021b) sogenannte Kerngemeinschaften (engl. *core communities*) definiert. Diese Kerngemeinschaften wurden dadurch definiert, dass sie Organismen umfassen, die in den fünf untersuchten Jahren an mindestens einem Standort in zwölf der 15 Proben detektiert wurden. Diese Kerngemeinschaften sind also über die Zeit sehr robust und beinhalten bei Bakterien 38,5 % der total gefundenen Organismenotypen (*operational taxonomic units*) und bei den Pilzen 33,1 %. Diese Organismenotypen werden auch als Kerntaxa (*core taxa*) bezeichnet, da sie diese Kerngemeinschaften bilden. Insgesamt wurden 95,9 % der bakteriellen und 93,2 % der pilzlichen Sequenzen diesen Kerntaxa zugeordnet, was bedeutet, dass die am häufigsten vorkommenden Organismen diesen Kerntaxa zugeordnet wurden. Die Kerngemeinschaften können eine Grundlage bilden um das Monitoring der Bakterien- und Pilzdiversität durch die Reduktion des Datenumfangs zu vereinfachen. Kerntaxa der Pilze sind spezifischer für die verschiedenen Landnutzungen als jene der Bakterien. Es gibt bei den Pilzen zwar auch Kerntaxa welche sowohl in den Ackerbau- als auch den Grasland-Standorten vorkommen, es gibt aber nur wenige, die in allen drei untersuchten Landnutzungstypen (Ackerbau, Grasland und Wald) gefunden wurden. Hingegen kommen bei den Bakterien viele Kerntaxa sowohl im Ackerbau als auch im Grasland vor und einige auch sowohl auf Grasland als auch Wald oder in allen drei Landnutzungstypen (Details siehe Gschwend et al., 2021b).

⁴ Dieses Kapitel wurde unter Mitarbeit von Florian Gschwend und Franco Widmer (Forschungsgruppe Molekulare Ökologie, Agroscope) erstellt.

Für das Monitoring ist das Verständnis von zeitlichen Veränderungen der mikrobiellen Gemeinschaften von Bedeutung, um zukünftig Störeinflüsse (z. B. Schadstoffe, Klimawandel etc.) zuverlässig von der natürlich auftretenden Variabilität unterscheiden zu können. Hierfür ist einerseits die zeitliche Variabilität der Gemeinschaften innerhalb eines Standortes zwischen den verschiedenen Jahren von Interesse (Unterschied von den Jahren zum Standortmittel). Andererseits ist es relevant, ob es Anzeichen für kontinuierliche Verschiebungen (engl. Shifts) der Gemeinschaften über die Zeit gibt, d. h. die Gemeinschaft unterscheidet sich mit fortschreitender Zeit immer stärker von der Gemeinschaft bei Messbeginn 2012.

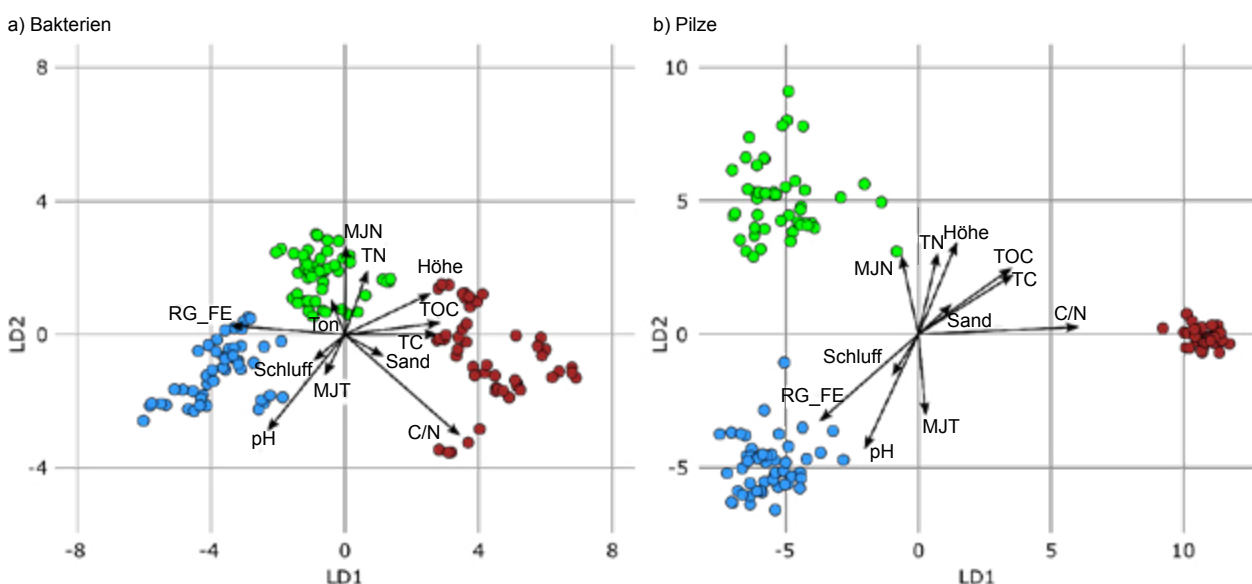
Für die zeitliche Variabilität der Gemeinschaften zeigte sich, dass Ackerstandorte eine höhere zeitliche Variabilität aufweisen als Grasland- und Waldstandorte (Gschwend et al., 2021a). Als mögliche Ursachen kommen die verschiedenen, im Rahmen einer Fruchtfolge angebauten Kulturen, Düngung, sowie die Bodenbearbeitung an Ackerstandorten in Frage, die zu Veränderungen in den Gemeinschaften führen könnten (Hartmann et al., 2015). Diese

Unterschiede zwischen mehreren, zeitlich verschiedenen Erhebungen des gleichen Standorts sind jedoch kleiner als die Unterschiede zwischen verschiedenen Standorten der gleichen Landnutzung. Von den 30 untersuchten Standorten zeigte nur ein Standort bei den Bakterien- und zwei Standorte bei den Pilzgemeinschaften Hinweise auf eine kontinuierliche Verschiebungen der Zusammensetzung der Gemeinschaften über die Zeit (Gschwend et al., 2021a). Die anderen Standorte blieben (mit einer gewissen natürlichen Schwankung) über die Jahre stabil.

Im untersuchten Zeitraum (5 Jahre) hat somit der Standort den grössten Einfluss auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften (Gschwend et al., 2021b). Wie in anderen Studien gezeigt, können trotz dieses grossen Standorteinflusses und der zeitlichen Stabilität sehr spezifische Reaktionen der mikrobiellen Gemeinschaften auf Umweltveränderungen aufgezeigt werden, wie z. B. auf Anbausysteme (Hartmann et al., 2015), Bodenverdichtung (Longepierre et al., 2021) oder Bodenvernässung (Gschwend et al., 2020).

Abb. 22: Unterscheidung bakterieller (A) und pilzlicher (B) Gemeinschaften nach Landnutzung und Umweltfaktoren

Abgeändert aus Gschwend et al. (2021b). Die Ackerstandorte sind mit blauen Punkten gekennzeichnet, Graslandstandorte grün und Waldstandorte in Bordeaux. Die Länge der Pfeile zeigt an wie viel Einfluss die entsprechenden Umweltfaktoren auf die Unterscheidung der Gesellschaften hat. Dabei sind folgende Abkürzungen verwendet: TC = Gesamtkohlenstoff (total carbon), TOC = organischer Kohlenstoff (total organic carbon), RG_FE = Raumgewicht der Feinerde, MJT = mittlere jährliche Temperatur, MJN = mittlerer jährlicher Niederschlag, TN = Gesamtstickstoffgehalt (total nitrogen), C/N = organischer Kohlenstoff zu Stickstoff Verhältnis.



Zum Zeitpunkt dieses Berichts untersuchen die NABO und die Forschungsgruppe Molekulare Ökologie (Agroscope) die zweiten fünf Jahre (2017–2021) des molekularbiologischen Monitorings der bakteriellen und pilzlichen Gemeinschaften. Dabei stehen folgende Fragen im Vordergrund: Blieb die angesprochene Standort- und Landnutzungsspezifität weiterhin bestehen? Gab es Änderungen in der Zusammensetzung der Kerngemeinschaften? Gab es zeitliche Veränderungen in den Gemeinschaften? Können allfällige Veränderungen mit Änderungen in Umweltbedingungen und der Bewirtschaftung erklärt werden? Diese Auswertungen und die Definition von Kerngemeinschaften sind wichtig um für die Zukunft mikrobielle Indikatoren für die Bodenqualität definieren zu können, welche für ein Monitoring der Bodenqualität und allfälligen Veränderungen grundlegend sind.

6 Folgerungen und Ausblick

6.1 35 Jahre Monitoring von Böden

Die Nationale Bodenbeobachtung der Schweiz (NABO) erfasst seit mehr als 35 Jahren ausgewählte Bodeneigenschaften zur Beurteilung der Bodenbelastung an über 100 Standorten in der Schweiz. Während zu Beginn des Monitorings Schwermetalle im Fokus standen, so hat sich das Interesse in der jüngeren Vergangenheit zu weiteren stofflichen Belastungen wie Pflanzenschutzmittel (PSM), per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS) und Mikroplastik, sowie bodenbiologischen Messgrössen ausgedehnt. Zudem ist auch die Relevanz physikalischer Messgrössen erwiesen, so wird beispielsweise das Raumgewicht benötigt, um stoffliche Konzentrationen in Vorräte umzurechnen (vgl. Kap. 4.3.2). Darüber hinaus liefern bodenphysikalische Messgrössen wichtige Informationen zum Bodenzustand während der Erhebung und sind unabdingbar, um beispielsweise mikrobiologische Messgrössen zu interpretieren. Die NABO hat ausserdem über bald vier Jahrzehnte ein umfassend dokumentiertes Bodenprobenarchiv mit getrockneten und tiefgefrorenen Bodenproben aufgebaut, um neue Fragestellungen mit historischen Daten oder Fragestellungen mit neuen Methoden bearbeiten zu können.

6.2 Kupfer und Zink nehmen im intensiv genutzten Grasland weiter zu

Bereits in früheren Erhebungen wurden Anstiege der Kupfer- und Zinkkonzentrationen auf intensiv bewirtschafteten Graslandstandorten, einigen Spezialkulturstandorten und verschiedenen Ackerbaustandorten festgestellt (Gubler et al., 2015a, 2022). Diese Entwicklung setzte sich in der aktuellen siebten Erhebung fort. Die Anstiege fallen auf intensiv bewirtschafteten Graslandparzellen am deutlichsten aus und sind auf die regelmässige Anwendung grosser Mengen an Hofdünger zurückzuführen, welche natürlicherweise die Mikronährstoffe Kupfer und Zink enthalten. Stoffflussanalysen der NABO zeigen, dass insbesondere bei mehrjährigem Hofdüngereinsatz, der grösser als die vom Gras aufgenommene Nährstoffmenge (Phosphor und Stickstoff) ist, von einer Kupfer- und

Zinkanreicherung im Boden ausgegangen werden kann (Gross et al., 2021a). Bei den Spezialkulturen sind für Kupfer im Rebbau in den letzten zwei Erhebungen Konzentrationsanstiege deutlich geworden, welche den Richtwert (VBB, 1998) in der siebten Erhebung um das fünf- bis sechsfache überschreiten. Diese Beobachtungen lassen sich mit der Anwendung kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel begründen, welche im Rebbau unter anderem gegen den falschen Mehltau eingesetzt werden (Gross et al., 2021a). Am Gemüsebau-Standort der NABO lassen sich beobachtete Veränderungen eher auf den Einsatz von Hofdüngern zurückführen. Die Anzahl Rebbaustandorte ($n = 3$) und Gemüsebaustandorte ($n = 1$) im NABO-Messnetz ist gering und zudem ist die zeitliche Variabilität aufgrund heterogener Böden an den Rebbaustandorten hoch, weshalb sich aus diesen Beobachtungen keine für die Schweiz allgemein gültigen Erkenntnisse ableiten lassen.

6.3 Organische Kohlenstoffgehalte sind über die Zeit konstant

Der organische Kohlenstoff ist für die Bodengesundheit und verschiedene Bodenfunktionen sehr wichtig und wird seit Beginn des NABO-Monitorings gemessen. Die Konzentrationen an organischem Kohlenstoff unterscheiden sich nach Landnutzungstyp (Mediane abnehmend von Wald- über Grasland- zu Ackerbaustandorten) und sind über die Zeit mehrheitlich konstant. Detaillierte Untersuchungen haben gezeigt, dass Zu- und Abnahmen von organischem Kohlenstoff an einzelnen Ackerbau- und Graslandstandorten mit veränderten Mengen an ausgebrachten Hofdüngern erklärt werden können (Gubler et al., 2019; Moll-Mielewicz et al., 2023). Individuelle Standortfaktoren wie das Klima oder Bodeneigenschaften (Ton- und Wassergehalt) sind grundlegende Faktoren, welche die mögliche Bewirtschaftung und damit auch die Konzentration des organischen Kohlenstoffs in Böden beeinflussen.

6.4 Mikrobiologisches Monitoring ist in der NABO etabliert

Die bereits in einigen kantonalen Bodenüberwachungsprogrammen zur Anwendung gelangten Methoden zur Bestimmung der Basalatmung und mikrobiellen Biomasse wurden erfolgreich ins NABO-Monitoring integriert. Die Auswertung des ersten zehnjährigen Zyklus (2012–2021) an neun Ackerbau- und sieben Graslandstandorten zeigt, dass die Werte an den meisten Standorten über einen Grossteil der Messperiode hinweg relativ konstant sind. Seit 2019 weisen die Werte für die mikrobielle Biomasse jedoch grössere Schwankungen auf, deren Ursache noch nicht restlos geklärt ist. Neben den Summenparametern konnten anhand molekulargenetischer Methoden die standorttypischen mikrobiellen Lebensgemeinschaften der NABObio-Standorte bestimmt werden. Durch die mehrjährige Erhebung konnte gezeigt werden, dass jeder der NABObio-Standorte eine ihm eigene mikrobielle Gemeinschaftsstruktur aufweist. Zudem weisen auch die verschiedenen Landnutzungstypen (Ackerbau, Grasland und Wald) unterschiedliche mikrobielle Gemeinschaften auf. Sowohl die bakteriellen, als auch die pilzlichen Gemeinschaftsstrukturen unterscheiden sich deutlich zwischen den Nutzungstypen und den einzelnen Standorten.

Biologische Messgrössen sind «anfälliger» auf Laborwechsel, als z. B. chemische Messgrössen. Dies hat sich bei der Beprobung der Waldstandorte im Jahr 2020 bestätigt und unterstreicht die Bedeutung der langfristigen Kontinuität in der Analytik. Die Ergebnisse zeigen auf, dass für die Interpretation der biologischen Messgrössen nicht nur belastbare chemische und physikalische Bodeneigenschaften, sondern möglichst auch weitere Informationen wie die Bewirtschaftung oder das Klima erforderlich sind. Der Erarbeitung, bzw. der Weiterentwicklung von Referenzwerten und Indikatoren zur Beurteilung der gemessenen mikrobiologischen Bodenmesswerte muss auch in Zukunft die notwendige Aufmerksamkeit gewidmet werden.

6.5 Ausblick

Mit der vorliegenden Auswertung der siebten Erhebung liegen nun belastbare Messwerte über 35 Jahre vor. Messgrössen, welche zu Beginn des Monitorings, Mitte der 1980er-Jahre,

aktuell waren, konnten aufgrund technischer Umweltschutzmassnahmen auf ein Mass reduziert werden, dass auch langfristig keine übermässige Belastung für den Boden erwarten lässt (z. B. Rauchgasreinigung von Kehrlichtverbrennungsanlagen für Cadmiumemissionen, Einführung von bleifreiem Benzin bei Verbrennungsmotoren). Dagegen sind neue Substanzen als potentielle Schadstoffe identifiziert worden, die auch in Zukunft beobachtet werden sollten, wie z. B. chemisch synthetische Pflanzenschutzmittel (PSM), per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS) sowie Mikroplastik und Antibiotikarückstände. Die NABO nimmt eine wichtige Rolle in der Erforschung und Quantifizierung solcher «neuer» Schadstoffe ein, indem sie ihre Kompetenz und ihr Bodenprobenarchiv für verschiedene laufende Projekte zur Verfügung stellt – sei es zur Integration von PSM-Rückständen ins Boden-Monitoring, zur Messung von PFAS in archivierten Bodenproben oder Forschungsarbeiten zur Messung von Mikroplastik im Boden.

Molekulargenetische Methoden haben der NABO durch neue und kostengünstigere Analysenmöglichkeiten seit 2012 Einblicke in ein bisher unerforschtes Gebiet ermöglicht. Nun gilt es, den verschiedenen Organismen ihre funktionale Bedeutung zuzuweisen und Indikatoren für die Beurteilung der Bodengesundheit abzuleiten. Die Erfüllung der Lebensraum-, Regulierungs- und Produktionsfunktion bedingt auch eine intakte Bodenstruktur. Die systematische Erfassung der physikalischen Bodeneigenschaften wie Wasserinfiltrationsvermögen, Mittel- und Grobporenverteilung und Stabilität der Bodenaggregate ist daher von grosser Bedeutung.

Nur die langfristige Beobachtung sowohl der chemischen, als auch der physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften, ermöglichen die Untersuchung der komplexen Wirkungszusammenhänge im Boden, und darauf aufbauend fundierte, belastbare Aussagen zur Bodengesundheit und ihrer Entwicklung. Die zusätzliche Erfassung landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsdaten erlaubt zudem ein detailliertes Verständnis der Nähr- und Schadstoffkreisläufe, und damit die Identifikation von Quellen möglicher Gefährdungen der Bodengesundheit, sowie die Ableitung geeigneter Massnahmen zum Erhalt bzw. zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit. Das Referenzmessnetz der NABO und die darauf aufbauenden Untersuchungen sind daher ein wichtiger Baustein einer gesamtheitlichen Bodenbeobachtung der Schweiz.

Abbildungen

Abbildung 1

Überblick über die NABO

Abbildung 2

NABO-Standorte und deren Landnutzung
(Stand: Dezember 2022)

Abbildung 3

Beprobungsfläche für Flächenmischproben (vier Flächenmischproben zu je 25 Einstichen) (Meuli et al., 2014)

Abbildung 4

Veränderung der Schwermetallkonzentrationen im Oberboden von der ersten (1985–1989) zur fünften (2005–2009) und siebten Erhebung (2015–2019) als Prozentwert des jeweiligen Richtwerts gemäss VBBo (1998) (für Co gemäss VSBo (1986)).

Abbildung 5

Zeitliche Entwicklung der Cu-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte. Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Abbildung 6

Zeitliche Entwicklung der Zn-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte. Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Abbildung 7

Zeitliche Entwicklung der Cd-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte. Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Abbildung 8

Zeitliche Entwicklung der Hg-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte. Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Abbildung 9

Zeitliche Entwicklung der Pb-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte. Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Abbildung 10

Zeitliche Entwicklung der Cr-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte. Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Abbildung 11

Zeitliche Entwicklung der Ni-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte. Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Abbildung 12

Zeitliche Entwicklung der Co-Konzentrationen im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte. Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Abbildung 13

Verteilung der Proben, entnommen im Rahmen des Biodiversitäts-Monitorings Schweiz (BDM, grün) und des Monitorings der NABO (NABO, blau); sowie Verteilung der Standorte, zusammengetragen von Stanisic et al. (2021) (MB). In Rot diejenigen MB Standorte, bei welchen die Bodenproben mit Königswasser aufgeschlossen wurden, in Orange diejenigen MB Standorte, welche im 2 molarer Salpetersäureaufschluss (gemäss VBBo) analysiert wurden. Relief: swisstopo.

Abbildung 14

Monatlich gemessene Konzentrationen pro PSM-Klasse in µg pro kg Trockensubstanz über zwei Jahre. Konzentrationswerte sind summiert pro Beprobung, PSM-Klasse, Landnutzung (jeweils ein Ackerbau-, Obstbau- und Weinbau-Standort) und Beprobungstiefe (B = 0–5 cm Bodentiefe und C = 5–20 cm Bodentiefe; A = 0–20 cm Bodentiefe, nicht dargestellt). Graue Schattierung symbolisiert die Wintermonate von November bis Februar.

Abbildung 15

Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration (% TS der Feinerde) im Oberboden von Graslandstandorten. Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Abbildung 16

Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration (% TS der Feinerde) im Oberboden von Ackerbaustandorten. Links: Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte. Rechts: Absolutwerte der TOC-Konzentration auf organischen und mineralischen Böden.

Abbildung 17

Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration (%TS der Feinerde) im Oberboden von Spezialkulturstandorten. Links: Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte. Rechts: Absolutwerte der TOC-Konzentration auf Rebbau-, Gemüsebau- und Obstbaustandorten.

Abbildung 18

Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration (% TS der Feinerde) im Oberboden von Waldstandorten. Werte zentriert auf den Median des jeweiligen Standorts über alle Erhebungen (vgl. Kap. 2.3). Kursiv = Anzahl Standorte.

Abbildung 19

Mikrobielle Biomasse ($\text{mg } C_{\text{mik}} \text{ kg}^{-1} \text{ TS}$) und Basalatumung ($\text{mg } \text{CO}_2\text{-C } \text{kg}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$) im Ackerbau und Grasland (2012–2021) sowie Wald von 2012–2016 und 2020 (Daten = Mittelwerte der Flächenmischproben pro Standort und Jahr). Punkte = Mittelwerte pro Jahr. Bei den Waldstandorten ist die Messung von 2020 nicht direkt mit der Zeitreihe von 2012–2016 vergleichbar, da die Messungen von zwei verschiedenen Laboren durchgeführt wurden.

Abbildung 20

Zeitliche Entwicklung der mikrobiellen Biomasse (oben), Basalatumung (Mitte) und des metabolischen Quotienten (unten) an Ackerbau-, Grasland- und Waldstandorten. Der Verlauf der Messwerte wurde pro Standort zentriert, indem der Standort-Median subtrahiert wurde (vgl. Kap. 2.3). Für den Wald kann der Zeitpunkt 2020 nicht direkt mit der vorhergehenden Zeitreihe verglichen werden, da das Labor geändert wurde.

Abbildung 21

Der Zustandsindikator Q für die mikrobielle Biomasse bestimmt mit der Chloroform-Fumigation-Extraktions-Methode ($Q_{\text{FE-C}}$) von neun Ackerbaustandorten, Beurteilung der Messwerte der mikrobiellen Biomasse aufgrund der an diesem Standort zu erwartenden Werte für 2012 bis 2021 (Details Hug et al., 2021).

Abbildung 22

Unterscheidung bakterieller (A) und pilzlicher (B) Gemeinschaften nach Landnutzung und Umweltfaktoren. Abgeändert aus Gschwend et al. (2021b). Die Ackerstandorte sind mit blauen Punkten gekennzeichnet, Graslandstandorte grün und Waldstandorte in Bordeaux. Die Länge der Pfeile zeigt an wie viel Einfluss die entsprechenden Umweltfaktoren auf die Unterscheidung der Gesellschaften haben. Dabei sind folgende Abkürzungen verwendet: TC = Gesamtkohlenstoff (total carbon), TOC = organischer Kohlenstoff (total organic carbon), RG_{FE} = Raumgewicht der Feinerde, MJT = mittlere jährliche Temperatur, MJN = mittlerer jährlicher Niederschlag, TN = Gesamtstickstoffgehalt (total nitrogen), C/N = organischer Kohlenstoff zu Stickstoff Verhältnis.

Tabellen

Tabelle 1

Übersicht der NABO-Standorte gegliedert nach Landnutzung: Anzahl der Standorte mit Messung von Schwermetallen, organischem Kohlenstoff und mikrobiologischen Bodeneigenschaften in der siebten Erhebung

Tabelle 2

Analytische Methoden von der ersten bis zur siebten Erhebung (FAAS = Flammen-Atomabsorptionsspektrometrie, GAAS = Graphitrohr-Atomabsorptionsspektrometrie)

Tabelle 3

Bestimmungsgrenzen (bzw. Nachweisgrenze bei Cd) in mg kg^{-1} TS

Tabelle 4

Cu-Konzentrationen (mg kg^{-1} TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung (VBBo-Richtwert: 40 mg kg^{-1} TS)

Tabelle 5

Zn-Konzentrationen (mg kg^{-1} TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung (VBBo-Richtwert: $150,0 \text{ mg kg}^{-1}$ TS)

Tabelle 6

Cd-Konzentrationen (mg kg^{-1} TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung (VBBo-Richtwert: $0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ TS)

Tabelle 7

Hg-Konzentrationen (mg kg^{-1} TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung (VBBo-Richtwert: $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ TS); k. d. = keine Daten

Tabelle 8

Pb-Konzentrationen (mg kg^{-1} TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung (VBBo-Richtwert: 50 mg kg^{-1} TS)

Tabelle 9

Cr-Konzentrationen (mg kg^{-1} TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung (VBBo-Richtwert: 50 mg kg^{-1} TS)

Tabelle 10

Ni-Konzentrationen (mg kg^{-1} TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung (VBBo-Richtwert: 50 mg kg^{-1} TS)

Tabelle 11

Co-Konzentrationen (mg kg^{-1} TS) im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte in der siebten Erhebung (VSBBo-Richtwert: 50 mg kg^{-1} TS)

Tabelle 12

TOC-Konzentration (% TS der Feinerde) in 0–20 cm Bodentiefe in der siebten Erhebung

Tabelle 13

Mikrobielle Biomasse, Basalatmung, pH und organischer Kohlenstoff an Grasland-, Ackerbau-, und Waldstandorten von 2012–2016 und von 2017–2021 (Mittelwert über den jeweiligen Zeitraum). TS = Trockensubstanz der Feinerde.

Abkürzungen

BAFU

Bundesamt für Umwelt

BDM

Biodiversitätsmonitoring Schweiz

C

Kohlenstoff

Cd

Cadmium

C/N-Verhältnis

Gewichtsanteile von Kohlenstoff zu Stickstoff im Boden

CO₂

Kohlenstoffdioxid

C_{org}

Organischer Kohlenstoff

Co

Cobalt

Cr

Chrom

Cu

Kupfer

DNS

Desoxyribonukleinsäure

EAWAG

Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz

ETH

Eidgenössische Technische Hochschule

FAAS

Flammen-Atomabsorptionsspektroskopie

GAAS

Graphitrohr- Atomabsorptionsspektroskopie

Hg

Quecksilber

HNO₃

Salpetersäure

ICP-MS

Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma

ICP-OES

Optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma

NABO

Nationale Bodenbeobachtung

Ni

Nickel

NID

National Inventory Document

ÖLN

Ökologischer Leistungsnachweis

PAK

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Pb

Blei

PCB

Polychlorierte Biphenyle

PCR

Polymerasekettenreaktion

PFAS

Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen

PSM

Pflanzenschutzmittel

Q

Zustandsindikator (Mikrobiologie)

RG_{FE}

Raumgewicht der Feinerde

RothC

Rothamsted Carbon Model

TOC

Total Organic Carbon (Gesamter organischer Kohlenstoff)

TS

Trockensubstanz

VBBö

Verordnung über Belastungen des Bodens

VSBo

Verordnung über Schadstoffe im Boden

Zn

Zink

Literatur

- Agroscope, 2020a. Bestimmung des Gesamtkalkgehaltes (CaCO₃) in Bodenproben. Version 3.1. Agroscope, Zürich.
- Agroscope, 2020b. Bestimmung des organisch gebundenen Kohlenstoffs (C_{org}). Version 1.2. Agroscope, Zürich.
- Ammann, C., Neftel, A., Jocher, M., Fuhrer, J., Leifeld, J., 2020. Effect of management and weather variations on the greenhouse gas budget of two grasslands during a 10-year experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 292, 106814. DOI: [10.1016/j.agee.2019.106814](https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106814)
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H., 2010. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 2039–2043. DOI: [10.1016/j.soilbio.2010.06.026](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.06.026)
- BAFU, 2022. Switzerland's greenhouse gas inventory 1990–2020. National inventory report. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- BAFU, 2017. Boden in der Schweiz. Zustand und Entwicklung. Stand 2017. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- BAFU, Empa, 2016. Luftbelastung 2015. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL), Umwelt-Zustand: Luft. Bundesamt für Umwelt (BAFU) und Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (Empa), Bern.
- Bahn, M., Rodeghiero, M., Anderson-Dunn, M., Dore, S., Gimeno, C., Drösler, M., Williams, M., Ammann, C., Berninger, F., Flechard, C., et al., 2008. Soil respiration in European grasslands in relation to climate and assimilate supply. *Ecosystems* 11, 1352–1367. DOI: [10.1007/s10021-008-9198-0](https://doi.org/10.1007/s10021-008-9198-0)
- Bajgai, Y., Kristiansen, P., Hulugalle, N., McHenry, M., McCorkell, B., 2015. Soil organic carbon and microbial biomass carbon under organic and conventional vegetable cropping systems in an Alfisol and a Vertisol. *Nutr Cycl Agroecosyst* 101, 1–15. DOI: [10.1007/s10705-014-9656-3](https://doi.org/10.1007/s10705-014-9656-3)
- Bellamy, P.H., Loveland, P.J., Bradley, R.I., Lark, R.M., Kirk, G.J.D., 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature* 437, 245–248. DOI: [10.1038/nature04038](https://doi.org/10.1038/nature04038)
- BUWAL, 2003. Handbuch Probenahme und Probenvorbereitung für Schadstoffuntersuchungen in Böden. Bern.
- Coleman, K., Jenkinson, D.S., Crocker, G.J., Grace, P.R., Klír, J., Körschens, M., Poulton, P.R., Richter, D.D., 1997. Simulating trends in soil organic carbon in longterm experiments using RothC-26.3. *Geoderma* 81, 29–44. DOI: [10.1016/S0016-7061\(97\)00079-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00079-7)
- Desaules, A., Studer, K., 1993. Nationales Bodenbeobachtungsnetz. Messresultate 1985–1991, Schriftenreihe Umwelt Nr. 200: Boden. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Desaules, A., Dahinden, R., 2000. Nationales Bodenbeobachtungsnetz. Veränderungen von Schadstoffgehalten nach 5 und 10 Jahren, Schriftenreihe Umwelt Nr. 320. Boden. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Desaules, A., Schwab, P., Keller, A., Ammann, S., Paul, J., Bachmann, H.J., 2006. Anorganische Schadstoffgehalte in Böden der Schweiz und Veränderungen nach 10 Jahren. Agroscope FAL Reckenholz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz.
- Desaules, A., Ammann, S., Blum, F., Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Keller, A. 2008. PAH and PCB in soils of Switzerland—status and critical review. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(11), 1265–1277. DOI: [10.1039/B807206J](https://doi.org/10.1039/B807206J)
- Desaules, A., Ammann, S., Blum, F., Brändli, R., Bucheli, T.D. 2009. PAK- und PCB-Gehalte in Böden der Schweiz. Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung 1995/1999. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon (ART), Zürich.

- Doran, J. W., 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. *Agriculture, ecosystems & environment*, 88(2), 119–127. DOI: [10.1016/S0167-8809\(01\)00246-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00246-8)
- FAL, FAW, RAC, 1996. Schweizerische Referenzmethoden der Eidgenössischen landwirtschaftlichen Forschungsanstalten, Band 2, Bodenuntersuchung zur Standortcharakterisierung. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich-Reckenholz.
- FAO, 2001. The state of food insecurity in the world 2001. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom.
- FAO, UNEP, 2021. Global assessment of soil pollution: Report. Rom.
- Fliessbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., Mäder, P., 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 273–284. DOI: [10.1016/j.agee.2006.05.022](https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.022)
- Gross, T., Keller, A., Müller, M., Gubler, A., 2021a. Stoffbilanzen für Parzellen der Nationalen Bodenbeobachtung. Agroscope Science. DOI: [10.34776/as123g](https://doi.org/10.34776/as123g)
- Gross, T., Müller, M., Keller, A., Gubler, A., 2021b. Erfassung der Bewirtschaftungsdaten im Messnetz der Nationalen Bodenbeobachtung NABO. Agroscope Science. DOI: [10.34776/as122g](https://doi.org/10.34776/as122g)
- Gschwend, F., Aregger, K., Gramlich, A., Walter, T., Widmer, F. (2020). Periodic waterlogging consistently shapes agricultural soil microbiomes by promoting specific taxa. *Applied Soil Ecology*, 155, 103623. DOI: [10.1016/j.apsoil.2020.103623](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103623)
- Gschwend, F., Hartmann, M., Hug, A., Enkerli, J., Gubler, A., Frey, B., Meuli, R.G., Widmer, F., 2021a. Long-term stability of soil bacterial and fungal community structures revealed in their abundant and rare fractions. *Molecular Ecology* 30, 4305–4320. DOI: [10.1111/mec.16036](https://doi.org/10.1111/mec.16036)
- Gschwend, F., Hartmann, M., Mayerhofer, J., Hug, A.-S., Enkerli, J., Gubler, A., Meuli, R.G., Frey, B., Widmer, F., 2021b. Site and land-use associations of soil bacteria and fungi define core and indicative taxa. *FEMS microbiology ecology* 97, fiab165. DOI: [10.1038/ismej.2014.210](https://doi.org/10.1038/ismej.2014.210)
- Gubler, A., Gross, T., Hug, A.-S., Moll-Mielewczik, J., Müller, M., Rehbein, K., Schwab, P., Wächter, D., Zimmermann, R., Meuli, R.G., 2022. Die Nationale Bodenbeobachtung 2021. Agroscope. DOI: [10.34776/AS128G](https://doi.org/10.34776/AS128G)
- Gubler, A., Schwab, P., Wächter, D., Meuli, R.G., Keller, A., 2015a. Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985–2009. Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbegleitparameter., Umwelt-Zustand: Boden. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- Gubler, A., Wächter, D., Blum, F., Bucheli, T.D., 2015b. Remarkably constant PAH concentrations in Swiss soils over the last 30 years. *Environmental Science: Processes & Impacts* 17, 1816–1828. DOI: [10.1039/C5EM00344J](https://doi.org/10.1039/C5EM00344J)
- Gubler, A., Wächter, D., Schwab, P., 2018. Homogenisierung von Bodenkohlenstoff-Daten: Harmonisierung der Resultate aus Nassoxydation (FAL-Methode) und Trockenveraschung. Agroscope Science 62.
- Gubler, A., Wächter, D., Schwab, P., Müller, M., Keller, A., 2019. Twenty-five years of observations of soil organic carbon in Swiss croplands showing stability overall but with some divergent trends. *Environ Monit Assess* 191, 277. DOI: [10.1007/s10661-019-7435-y](https://doi.org/10.1007/s10661-019-7435-y)
- Guidi, C., Frey, B., Brunner, I., Meusburger, K., Vogel, M.E., Chen, X., Stucky, T., Gwiazdowicz, D.J., Skubała, P., Bose, A.K., Schaub, M., Rigling, A., Hagedorn, F., 2022. Soil fauna drives vertical redistribution of organic carbon in a long-term irrigated dry pine forest. *Glob. Change Biol.* 28, 3145–3160. DOI: [10.1111/gcb.16122](https://doi.org/10.1111/gcb.16122)

- Guillaume, T., Makowski, D., Libohova, Z., Elfouki, S., Fontana, M., Leifeld, J., Bragazza, L., Sinaj, S., 2022. Carbon storage in agricultural topsoils and subsoils is promoted by including temporary grasslands into the crop rotation. *Geoderma* 422, 115937. DOI: [10.1016/j.geoderma.2022.115937](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115937)
- Hagedorn, F., Moeri, A., Walthert, L., Zimmermann, S., 2010. Kohlenstoff in Schweizer Waldböden – bei Klimaerwärmung eine potenzielle CO₂-Quelle | Soil organic carbon in Swiss forest soils – a potential CO₂ source in a warming climate. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 161, 530–535. DOI: [10.3188/szf.2010.0530](https://doi.org/10.3188/szf.2010.0530)
- Hartmann, M., Frey, B., Mayer, J., Mäder, P., Widmer, F., 2015. Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. *The ISME journal* 9 (5), 1177–1194. DOI: [10.1038/ismej.2014.210](https://doi.org/10.1038/ismej.2014.210)
- Hug, A.-S., Moll, J., Gubler, A., 2021. Monitoring Bodenbiologie. DOI: [10.34776/as110g](https://doi.org/10.34776/as110g)
- ISO 10694:1995 (E) Soil quality – Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis). International Organization for Standardization, Geneva.
- Jacobs, A., Flexxa, H., Don, A., et al., 2018. Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Johann Heinrich von Thünen-Institut, DE.
- Jandl, R., Ledermann, T., Kindermann, G., Weiss, P., 2021. Soil Organic Carbon Stocks in Mixed-Deciduous and Coniferous Forests in Austria. *Front. For. Glob. Change* 4, 688851. DOI: [10.3389/ffgc.2021.688851](https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.688851)
- Jenkinson, D.S., 1990. The turnover of organic matter in soil. *Philos. Trans. R. Soc. B-Biol. Sci.* 329, 361–368. DOI: [10.1098/rstb.1990.0177](https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0177)
- 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. DOI: [10.1016/j.geoderma.2017.04.021](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.021)
- Keel, S.G., Anken, T., Büchi, L., Chervet, A., Fließbach, A., Flisch, R., Huguenin-Elie, O., Mäder, P., Mayer, J., Sinaj, S., Sturny, W., Wüst-Galley, C., Zihlmann, U., Leifeld, J., 2019. Loss of soil organic carbon in Swiss long-term agricultural experiments over a wide range of management practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 286, 106654. DOI: [10.1016/j.agee.2019.106654](https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106654)
- Knecht, A., Gross, T., Moll-Mielewczik, J., 2022. Organischer Kohlenstoff in Waldböden – Interner Bericht der zeitlichen Verläufe von organischem Kohlenstoff in Waldböden im Messnetz der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) zuhanden der Projektleitung NABO.
- Knotters, M., Teuling, K., Reijneveld, A., Lesschen, J.P., Kuikman, P., 2022. Changes in organic matter contents and carbon stocks in Dutch soils, 1998–2018. *Geoderma* 414, 115751. DOI: [10.1016/j.geoderma.2022.115751](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115751)
- Lal, R., 2008. Sequestration of atmospheric CO₂ in global carbon pools. *Energy Environ. Sci.* 1, 86. DOI: [10.1039/b809492f](https://doi.org/10.1039/b809492f)
- Longepierre, M., Widmer, F., Keller, T., Weisskopf, P., Colombi, T., Six, J., Hartmann, M., 2021. Limited resilience of the soil microbiome to mechanical compaction within four growing seasons of agricultural management. *ISME Communications*, 1(1), 44. DOI: [10.1038/s43705-021-00046-8](https://doi.org/10.1038/s43705-021-00046-8)
- Lorenz, K., Lal, R., 2016. Environmental Impact of Organic Agriculture, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 99–152. DOI: [10.1016/bs.agron.2016.05.003](https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.05.003)
- Maillard, É., Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Glob Change Biol* 20, 666–679. DOI: [10.1111/gcb.12438](https://doi.org/10.1111/gcb.12438)
- Meuli, R.G., Schwab, P., Wächter, D., Ammann, S., 2014. Nationale Bodenbeobachtung (NABO) 1985–2004. Bundesamt für Umwelt (BAFU).
- Moll-Mielewczik, J., Keel, S.G., Gubler, A., 2023. Organic carbon contents of mineral grassland soils in Switzerland over the last 30 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 342, 108258. DOI: [10.1016/j.agee.2022.108258](https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108258)

- Oberholzer, H.R., Rek, J., Weisskopf, P., Walther, U., 1999. Evaluation of soil quality by means of microbiological parameters related to the characteristics of individual arable sites. *Agribiological Research* 52.
- Oberholzer, H.R., Scheid, S., 2007. Bodenmikrobiologische Kennwerte. Erfassung des Zustands landwirtschaftlicher Böden im NABO-Referenzmessnetz anhand biologischer Parameter (NABObio). Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- Raich, J.W., Schlesinger, W.H., 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B* 44, 81–99. DOI: [10.3402/tellusb.v44i2.15428](https://doi.org/10.3402/tellusb.v44i2.15428)
- Schmid, P., Gujer, E., Zennegg, M., Bucheli, T.D., Desaulles, A., 2005. Correlation of PCDD/F and PCB concentrations in soil samples from the Swiss soil monitoring network (NABO) to specific parameters of the observation sites. *Chemosphere*, 58(3), 227–234. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2004.08.045](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.045)
- Schwab, P., Gubler, A., 2016a. NABO-Standortkonzept. Betrieb des Messnetzes ab 2015. Nationale Bodenbeobachtung, Zürich.
- Schwab, P., Gubler, A., 2016b. Methoden zur Bestimmung physikalischer Begleitparameter an Bodenproben. *Agroscope Science* 40, 1–34.
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T., Combrink, C., 2000. Soil Structure and Organic Matter I. Distribution of Aggregate-Size Classes and Aggregate-Associated Carbon. *Soil Sci. Soc. Am. j.* 64, 681–689. DOI: [10.2136/sssaj2000.642681x](https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642681x)
- Stanisic, L., Blum, J., Bigalke, M., 2021. Zusammenfassender Bericht über bestehende Studien und Untersuchungen zu geogenen Schadstoffgehalten in Böden und Gesteinen der Schweiz.
- Thalmann, B., Hofer, C., Wächter, D., Kulli, B., 2022. Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in Schweizer Böden. *Altlasten Spektrum*, 31(6), 176–179. DOI: [10.37307/j.1864-8371.2022.06.05](https://doi.org/10.37307/j.1864-8371.2022.06.05)
- van Leeuwen, J.P., Djukic, I., Bloem, J., Lehtinen, T., Hemerik, L., de Ruyter, P.C., Lair, G.J., 2017. Effects of land use on soil microbial biomass, activity and community structure at different soil depths in the Danube floodplain. *European Journal of Soil Biology* 7. DOI: [10.1016/j.ejsobi.2017.02.001](https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.02.001)
- VBB, BSA, 2009. Arbeitshilfe zur Anwendung und Interpretation bodenbiologischer Parameter. Frick.
- VBBö, 1998. Verordnung über Belastungen des Bodens. Der Schweizerische Bundesrat, SR 814.12, Bern.
- VSBö, 1986. Verordnung vom 9. Juni 1986 über Schadstoffe im Boden (VSBö). Der Schweizerische Bundesrat, aufgehoben per 1.10.1998 durch VBBö (1998), Bern.
- Wächter, D., Hug, A.-S., Moll-Mielewicz, J., Müller, M., Zimmermann, R. Gross, T. 2023a. Nationale Bodenbeobachtung. Kurzportrait der Ackerbaustandorte. *Agroscope Science* 159. DOI: [10.34776/as159g](https://doi.org/10.34776/as159g)
- Wächter, D., Hug, A.-S., Moll-Mielewicz, J., Müller, M., Zimmermann, R. Gross, T. 2023b. Nationale Bodenbeobachtung. Kurzportrait der Graslandstandorte. *Agroscope Science* 160. DOI: [10.34776/as160g](https://doi.org/10.34776/as160g)
- Wächter, D., Hug, A.-S., Moll-Mielewicz, J., Müller, M., Zimmermann, R. Gross, T. 2023c. Nationale Bodenbeobachtung. Kurzportrait der Schutzstandorte und Stadtpärke. *Agroscope Science* 161. DOI: [10.34776/as161g](https://doi.org/10.34776/as161g)
- Wächter, D., Hug, A.-S., Moll-Mielewicz, J., Müller, M., Zimmermann, R. Gross, T. 2023d. Nationale Bodenbeobachtung. Kurzportrait der Standorte mit Spezialkulturen. *Agroscope Science* 162. DOI: [10.34776/as162g](https://doi.org/10.34776/as162g)
- Wächter, D., Hug, A.-S., Moll-Mielewicz, J., Müller, M., Zimmermann, R. Gross, T. 2023e. Nationale Bodenbeobachtung. Kurzportrait der Waldstandorte. *Agroscope Science* 163. DOI: [10.34776/as163g](https://doi.org/10.34776/as163g)
- Wellbrock, N., Bolte, A., Flessa, H. (Eds.), 2016. Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Johann Heinrich von Thünen-Institut, DE. DOI: [10.3220/REP1473930232000](https://doi.org/10.3220/REP1473930232000)

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., Lützw, M. von, Marin-Spiotta, E., Wesemael, B. van, Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils – A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma* 333, 149–162. DOI: [10.1016/j.geoderma.2018.07.026](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026)

Wüst-Galley, C., Keel, S.G., Leifeld, J., 2020. A model-based carbon inventory for Switzerland's mineral agricultural soils using RothC. *Agroscopy Sci.* DOI: [10.34776/as105e](https://doi.org/10.34776/as105e)

Wüst-Galley, C., Keel, S.G., Leifeld, J., 2021. Modelling SOC in Switzerland's mineral agricultural soils using RothC: Sensitivity analysis. *Agroscopy Sci.* DOI: [10.34776/as113e](https://doi.org/10.34776/as113e)

Anhänge

Anhang 1: Ergänzungen zu Schad- und Fremdstoffen

Abb. A1: Zeitliche Entwicklung der Cu-Konzentration im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Horizontale Linie = Richtwert gemäss VBBö, 1998.

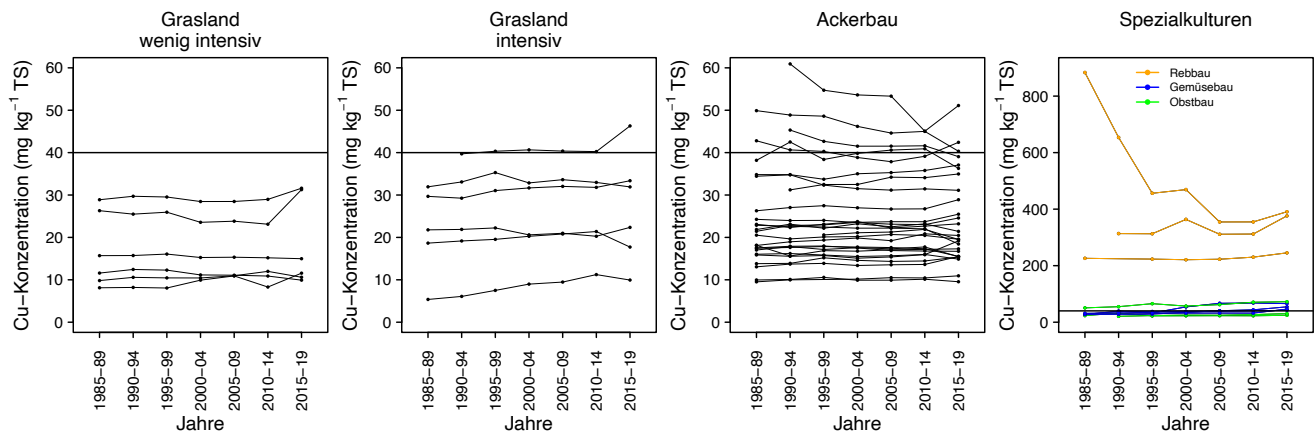


Abb. A2: Zeitliche Entwicklung der Zn-Konzentration im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Horizontale Linie = Richtwert gemäss VBBö, 1998.

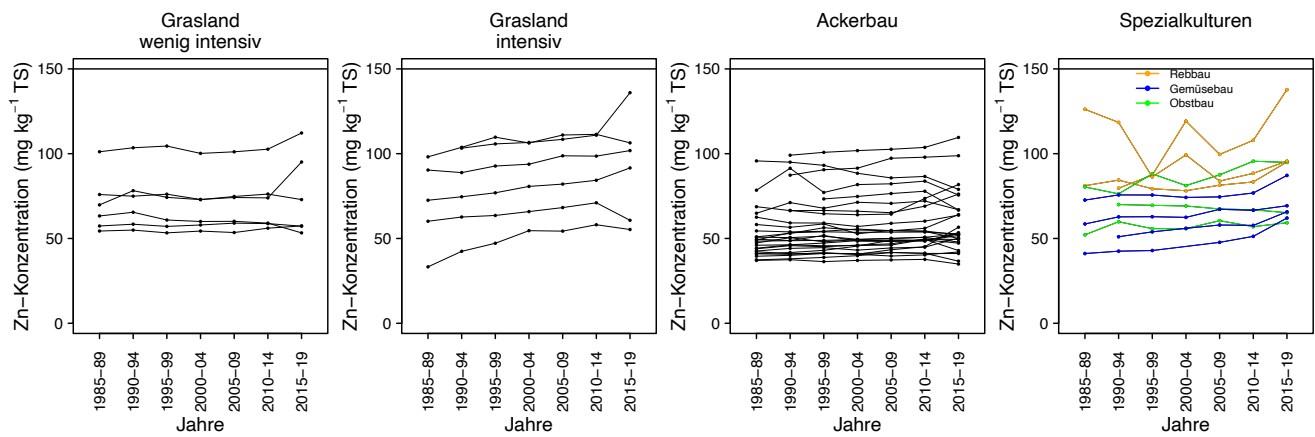


Abb. A3: Zeitliche Entwicklung der Cd-Konzentration im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Horizontale Linie = Richtwert gemäss VBBö, 1998.

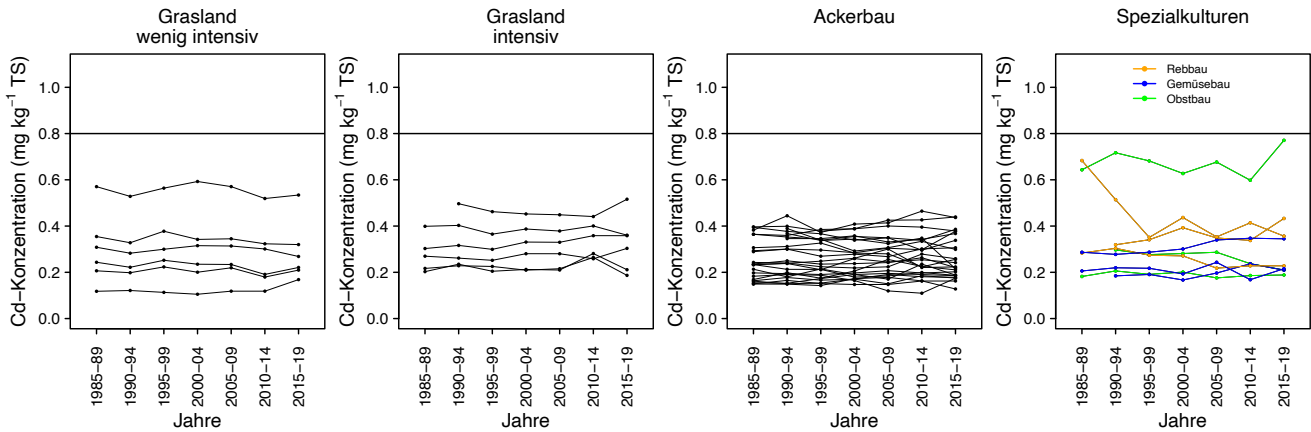


Abb. A4: Zeitliche Entwicklung der Hg-Konzentration im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Richtwert gemäss VBBö, 1998: 0,5 mg kg⁻¹ TS.

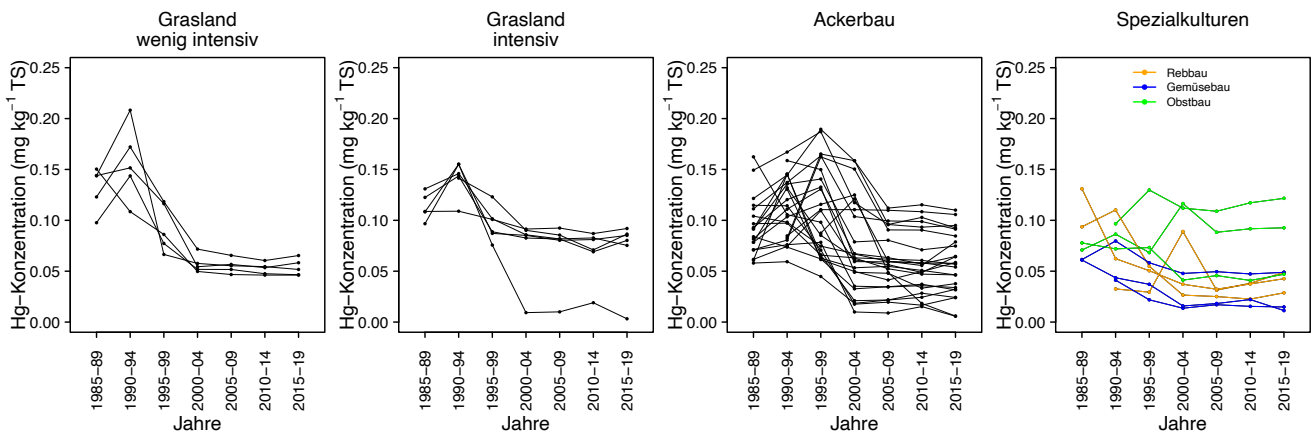


Abb. A5: Zeitliche Entwicklung der Pb-Konzentration im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Horizontale Linie = Richtwert gemäss VBBö, 1998.

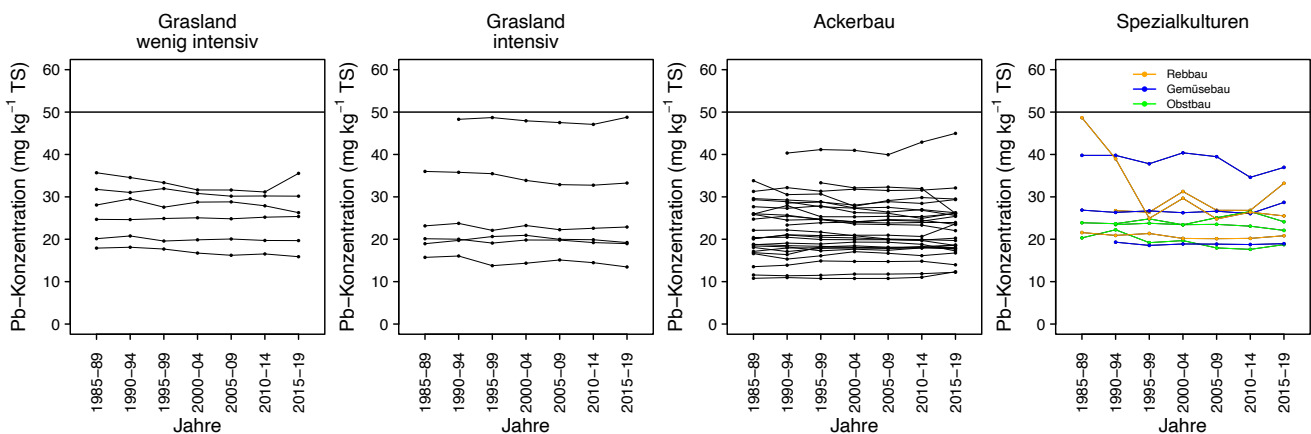


Abb. A6: Zeitliche Entwicklung der Cr-Konzentration im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Horizontale Linie = Richtwert gemäss VBBö, 1998.

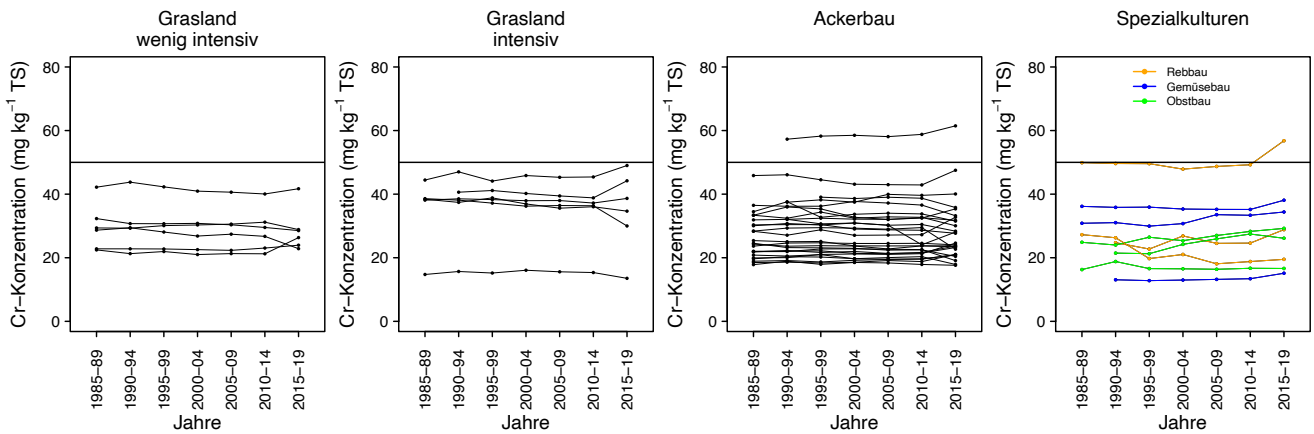


Abb. A7: Zeitliche Entwicklung der Ni-Konzentration im Oberboden landwirtschaftlicher genutzter Standorte

Horizontale Linie = Richtwert gemäss VBBö, 1998.

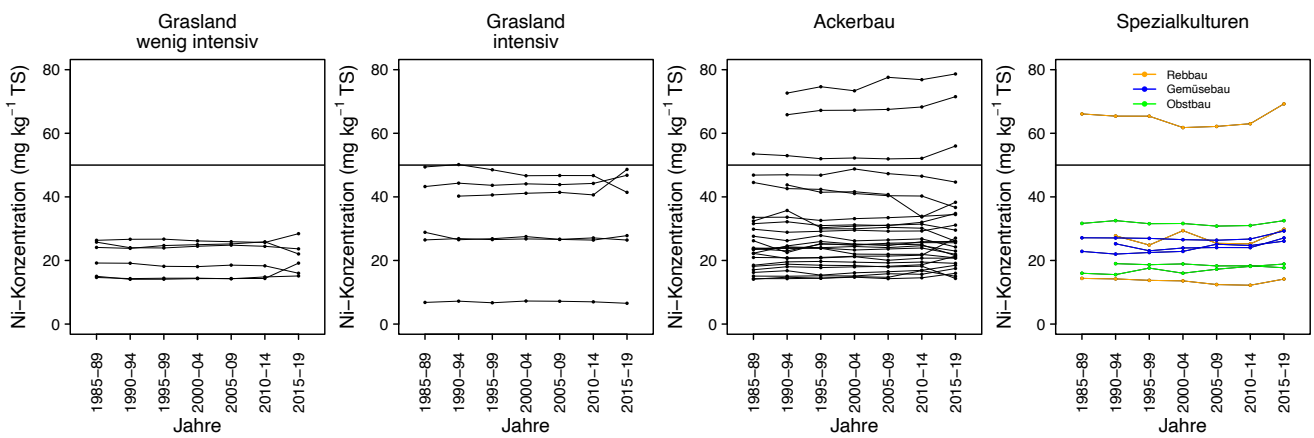
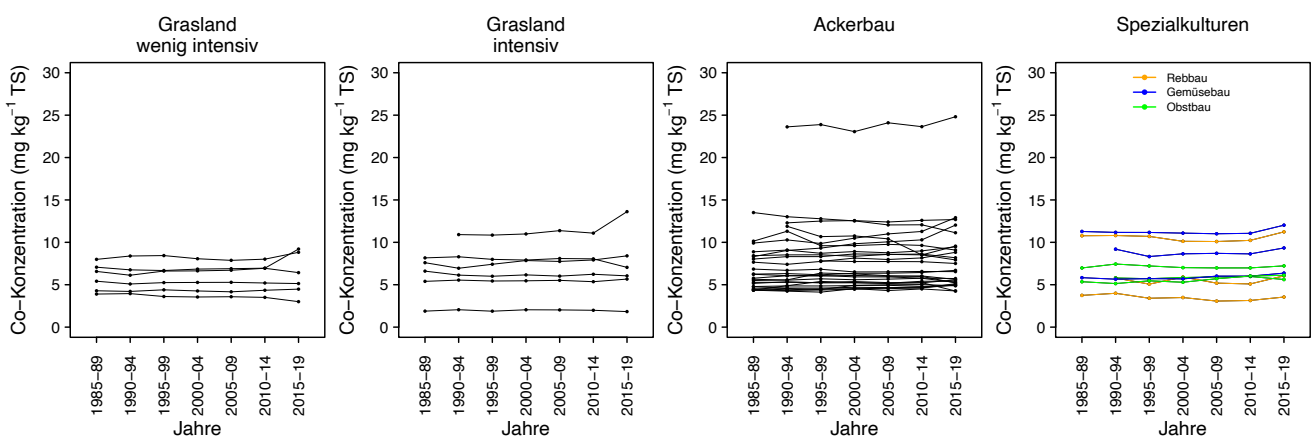


Abb. A8: Zeitliche Entwicklung der Co-Konzentration im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Standorte

Horizontale Linie = Richtwert gemäss VSBö, 1986.



Anhang 2: Ergänzungen zum organischen Kohlenstoff

Abb. A9: Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration als % der Trockensubstanz (TS) Feinerde im Oberboden von Graslandstandorten

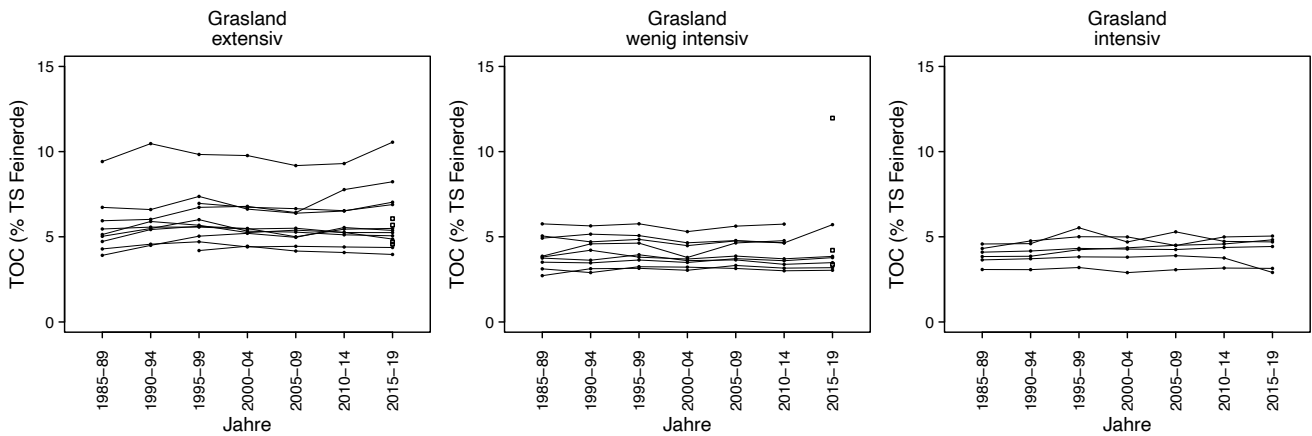


Abb. A10: Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration als % der Trockensubstanz (TS) Feinerde im Oberboden von Ackerbaustandorten

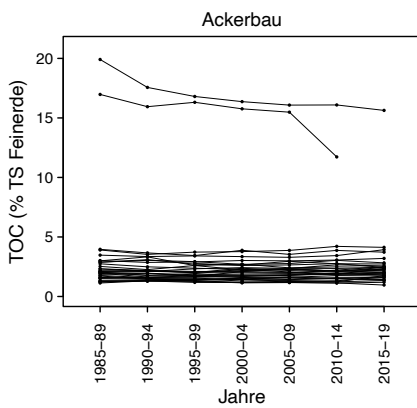


Abb. A11: Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration als % der Trockensubstanz (TS) Feinerde im Oberboden von Standorten mit Spezialkulturen

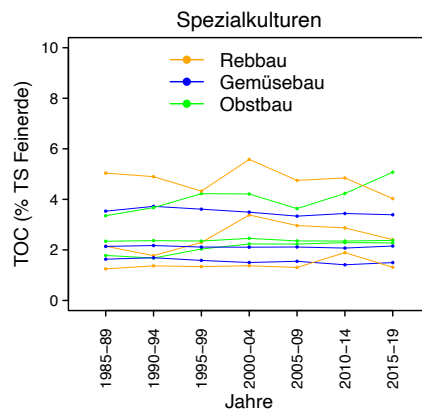
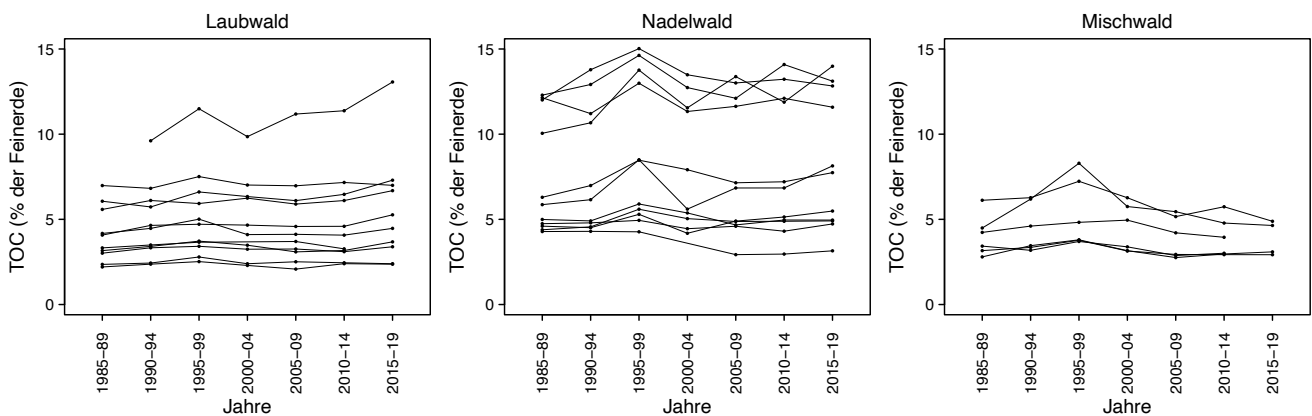


Abb. A12: Zeitliche Entwicklung der TOC-Konzentration als % der Trockensubstanz (TS) Feinerde im Oberboden von Waldstandorten



Anhang 3: Ergänzungen zu mikrobiologischen Bodeneigenschaften

Abb. A13: Zeitliche Entwicklung der mikrobiellen Biomasse, Basalatumung und des metabolischen Quotienten im Oberboden von Ackerbaustandorten

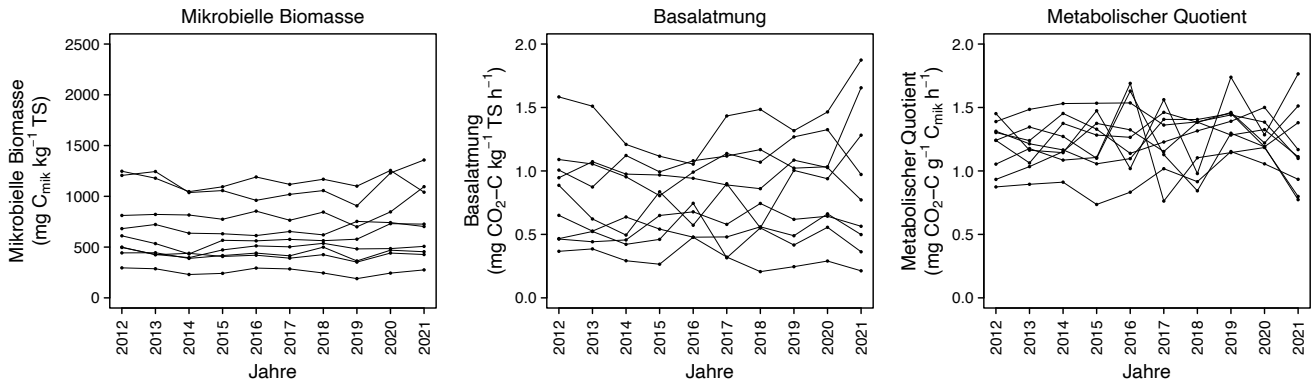


Abb. A14: Zeitliche Entwicklung der mikrobiellen Biomasse, Basalatumung und des metabolischen Quotienten im Oberboden von Graslandstandorten

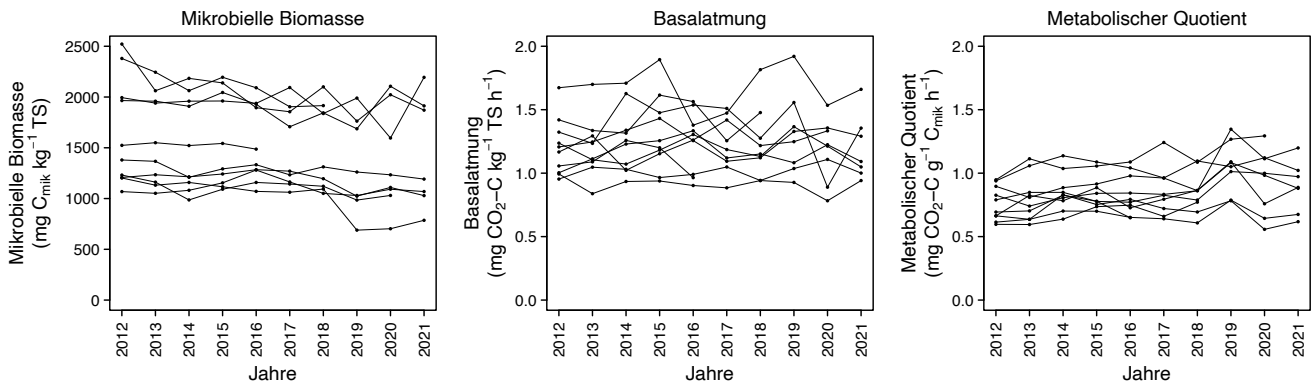
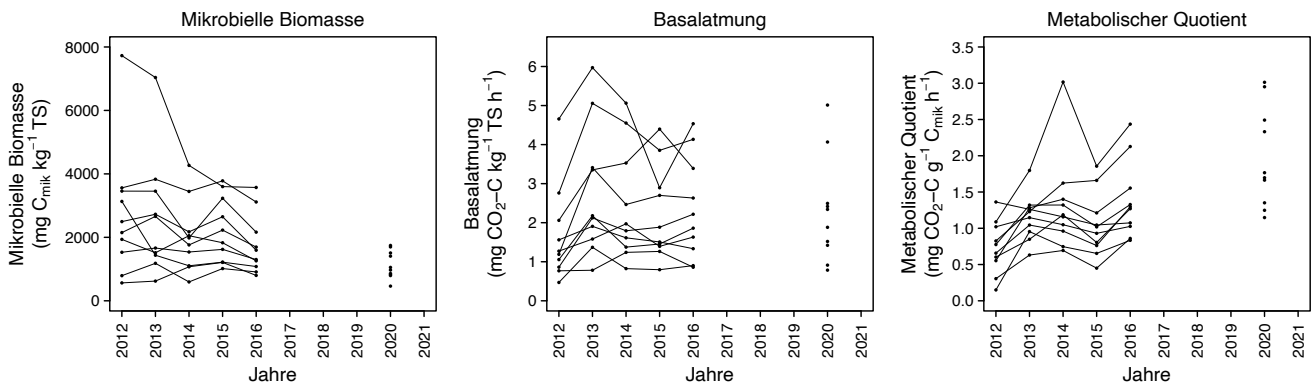


Abb. A15: Zeitliche Entwicklung der mikrobiellen Biomasse, Basalatumung und des metabolischen Quotienten im Oberboden von Waldstandorten



Tab. A1: Bootstrapping der linearen Regression der mikrobiellen Biomasse über die Zeit (2012–2021) pro Standort

Q2.5 = 2,5 %-Perzentile, Q97.5 = 97,5 %-Perzentile und Trend = Einschätzung des Trends (abnehmend wenn Q2.5 und Q97.5 negativ, zunehmend wenn Q2.5 und Q97.5 positiv, ansonsten gleichbleibend); Methode gemäss Gubler et al. (2019) mit 500 Iterationen.

Landnutzung	Standort	Q2.5	Median	Q97.5	Trend
Ackerbau	A1	-0,11	0,01	0,10	Gleichbleibend
Ackerbau	A2	-0,04	0,02	0,09	Gleichbleibend
Ackerbau	A3	-0,05	0,06	0,15	Gleichbleibend
Ackerbau	A4	-0,18	-0,07	0,01	Gleichbleibend
Ackerbau	A5	0,02	0,06	0,13	Zunehmend
Ackerbau	A6	-0,07	-0,02	0,03	Gleichbleibend
Ackerbau	A7	-0,01	0,03	0,09	Gleichbleibend
Ackerbau	A8	0,06	0,14	0,24	Zunehmend
Ackerbau	A9	-0,12	-0,06	0,00	Gleichbleibend
Grasland	G1	-0,09	-0,02	0,06	Gleichbleibend
Grasland	G2	-0,21	-0,10	-0,02	Abnehmend
Grasland	G3	-0,33	-0,26	-0,19	Abnehmend
Grasland	G4	-0,09	-0,06	0,00	Gleichbleibend
Grasland	G5	-0,13	-0,08	-0,04	Abnehmend
Grasland	G6	-0,05	-0,01	0,02	Gleichbleibend
Grasland	G7	-0,09	-0,02	0,03	Gleichbleibend

Tab. A2: Bootstrapping der linearen Regression der Basalatmung über die Zeit (2012–2021) pro Standort

Q2.5 = 2,5 %-Perzentile, Q97.5 = 97,5 %-Perzentile und Trend = Einschätzung des Trends (abnehmend wenn Q2.5 und Q97.5 negativ, zunehmend wenn Q2.5 und Q97.5 positiv, ansonsten gleichbleibend); Methode gemäss Gubler et al. (2019) mit 500 Iterationen.

Landnutzung	Standort	Q2.5	Median	Q97.5	Trend
Ackerbau	A1	-0,32	-0,23	-0,16	Abnehmend
Ackerbau	A2	-0,14	-0,05	0,03	Gleichbleibend
Ackerbau	A3	0,00	0,08	0,19	Gleichbleibend
Ackerbau	A4	-0,05	0,08	0,20	Gleichbleibend
Ackerbau	A5	-0,15	-0,06	0,06	Gleichbleibend
Ackerbau	A6	-0,13	-0,06	0,04	Gleichbleibend
Ackerbau	A7	0,02	0,15	0,27	Zunehmend
Ackerbau	A8	0,08	0,16	0,27	Zunehmend
Ackerbau	A9	-0,09	-0,02	0,04	Gleichbleibend
Grasland	G1	-0,09	-0,02	0,04	Gleichbleibend
Grasland	G2	-0,08	-0,01	0,07	Gleichbleibend
Grasland	G3	-0,02	0,02	0,06	Gleichbleibend
Grasland	G4	-0,05	0,00	0,08	Gleichbleibend
Grasland	G5	-0,04	0,01	0,06	Gleichbleibend
Grasland	G6	-0,28	-0,06	0,06	Gleichbleibend
Grasland	G7	-0,07	0,01	0,06	Gleichbleibend