

THEMATISCHE SYNTHESE TS2

2

Boden und Umwelt

Organische Bodensubstanz, Treibhausgasemissionen
und physikalische Belastung von Schweizer Böden

Frank Hagedorn Hans-Martin Krause Mirjam Studer Andreas Schellenberger Andreas Gattinger



Boden und Umwelt

Organische Bodensubstanz, Treibhausgasemissionen
und physikalische Belastung von Schweizer Böden

Thematische Synthese TS2 des Nationalen Forschungsprogramms
«Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68)

Vorwort

Seit den ersten Reisen der Menschheit ins Weltall gilt die Erde als blauer Planet und wird als solcher seither vor allem aufgrund seiner Hydro- und Atmosphäre wahrgenommen. Dabei geht leicht vergessen, dass der Boden ebenso ein Alleinstellungsmerkmal des Planeten Erde ist. Es ist diese dünne Schicht Erdoberfläche mit ihrer Unzahl von Bodenlebewesen, die eine zentrale Rolle im Stoffaustausch zwischen den verschiedenen Ökosphären und damit für das Leben auf der Erde spielt. Die Autoren der thematischen Synthese TS₂ «Boden und Umwelt» des Nationalen Forschungsprogramms «Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68) beleuchten einen Teil dieser Stoffkreisläufe und fokussieren dabei vor allem auf die organische Substanz des Bodens – den Humus –, der sich verschiedene Projekte des NFP 68 intensiv gewidmet haben. Diese ist für eine Vielzahl der biologischen, chemischen und physikalischen Funktionen des Bodens von zentraler Bedeutung. Als bedeutender Speicher von Kohlenstoff spielt sie auch eine wichtige Rolle im Klimasystem. Je nach Art des Bodens und Intensität seiner Nutzung wirkt der Boden als Speicher oder Quelle von CO₂. Dies gilt auch für andere Treibhausgase, die im NFP 68 und in den damit verbundenen Projekten der Joint Programming Initiative «Agriculture, Food Security and Climate Change» (FACCE-JPI) beleuchtet wurden. Eine umsichtige Bodenbewirtschaftung ist deshalb nicht nur im Hinblick auf die Nahrungsmittelproduktion von hoher Relevanz, sondern auch auf andere Leistungen, die der Boden erbringt und die wir Menschen in Anspruch nehmen – neben der Speicherung von Klimagasen etwa die Bodenstabilität oder die Filterung von Wasser. Die physikalischen Gefährdungen des Bodens durch die Bewirtschaftung sind ein weiterer Schwerpunkt, dem sich die Autoren widmen. Im Vordergrund steht dabei die Bodenverdichtung, eine der derzeit grössten Bedrohungen für den Boden. Um in Erfahrung zu bringen, ob sich verdichtete Böden wieder regenerieren lassen, wurde im Rahmen des NFP 68 ein Langzeitversuch gestartet, der über die Laufzeit des NFP 68 hinaus Erkenntnisse liefern wird. Für andere Untersuchungen konnten sich die NFP 68-Projekte auf bereits laufende Langzeitversuche wie den DOK-Versuch in Therwil BL abstützen. Wie sich zeigt, stellen diese Langzeitversuche für die Bodenforschung eine wichtige Grundinfrastruktur dar, zu der es auch in Zukunft Sorge zu tragen gilt.

Prof. Dr. Emmanuel Frossard

*Präsident der Leitungsgruppe des Nationalen Forschungsprogramms
«Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68)*

Inhaltsverzeichnis

Vorwort → 5

Inhaltsverzeichnis → 6

Zusammenfassung → 8

1 Einleitung → 11

1.1 Boden als nicht erneuerbare Ressource → 11

2 Organische Bodensubstanz in Schweizer Böden → 14

2.1 Die Bedeutung der organischen Bodensubstanz → 14

2.2 Organische Bodensubstanz und Bodenfunktionen → 16

2.3 Organische Bodensubstanz und Biodiversität → 17

2.4 Wie viel Kohlenstoff speichern Schweizer Böden? → 18

2.5 Reaktion der organischen Bodensubstanz auf Landnutzungsänderungen → 21

2.6 Klimawandel und organische Bodensubstanz → 23

2.7 Hotspot Moorböden → 28

2.8 Zwischenfazit: Erhaltung der organischen Bodensubstanz → 30

3 Treibhausgase → 35

3.1 Treibhausgase und deren Treiber → 35

3.2 Treibhausgasemissionen aus Schweizer Böden → 37

3.3 Zwischenfazit: Massnahmen zur Verringerung von Treibhausgasemissionen aus dem Boden → 40

4 Physikalischer Bodenschutz → 46

4.1 Die physikalischen Bodenbelastungen → 46

4.2 Faktoren der physikalischen Bodenbelastungen → 48

4.3 Erosions- und Verdichtungsgefährdung der Böden → 51

4.4 Zwischenfazit: Massnahmen gegen Bodenerosion und Bodenverdichtung → 55

5 Neuartige Bodenbelastung → 62

6 Fazit: Boden und Umwelt in der Schweiz → 64

Anhang → 69

A 1 Das Nationale Forschungsprogramm «Nachhaltige Nutzung
der Ressource Boden» (NFP 68) → 69

Die Forschungsprojekte des NFP 68 → 71

A 2 Abbildungsverzeichnis → 75

Tabellenverzeichnis → 76

Glossar → 77

Abkürzungsverzeichnis → 82

Literatur → 83

Impressum → 92

Zusammenfassung

Die organische Bodensubstanz, die Treibhausgasemissionen aus dem Boden und die physikalischen Bodenbelastung stehen im Fokus der thematischen Synthese TS2 «Boden und Umwelt» des NFP 68. Insbesondere diskutiert sie, wie Klimawandel und Landnutzung die Böden und ihre Funktionen verändern, welche Rolle Böden für den Klimawandel und die Landnutzung spielen und mit welchen Massnahmen der Boden geschützt werden kann.

Der Boden bildet eine zentrale Schnittstelle in terrestrischen Ökosystemen. Er erfüllt wichtige Funktionen als Lebensraum, als Speicher für Kohlenstoff und Nährstoffe. Er reguliert die Wasser- und Stoffkreisläufe und bietet Schutz vor der Belastung durch Fremdstoffe. Damit liefert der Boden die Grundlagen für das Wachstum von Pflanzen, sorgt für sauberes Trinkwasser und trägt zum Schutz vor Hochwasser und Hangrutschungen bei. Bodenprozesse sind klimawirksam, da Böden zugleich Quelle und Senke für die drei wichtigsten Treibhausgase sind: Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O).

Der Boden steht in der Schweiz unter Druck. Er wird für den zunehmenden Flächenbedarf für Siedlungen verbraucht und versiegelt. Die thematische Synthese 2 «Boden und Umwelt» des NFP 68 richtet ihr Augenmerk auf die Rolle von Böden für die Umwelt mit den thematischen Schwerpunkten «organische Bodensubstanz», «Treibhausgasemissionen» und «physikalische Bodenbelastung».

Die Ergebnisse zeigen:

- 1 Schweizer Böden enthalten in ihrer organischen Bodensubstanz zwar grosse Mengen an Kohlenstoff, doch verlieren sie bei ackerbaulicher Nutzung und insbesondere durch die Entwässerung von Moorböden erhebliche Mengen davon. Dies deutet darauf hin, dass die Böden nicht nachhaltig genutzt werden und gefährdet sind. Aus dem Verlust organischer Bodensubstanz aus Moorböden resultieren die meisten CO₂-Emissionen in der Schweizer Landwirtschaft. Der Klimawandel – höhere Temperaturen und verstärkte Trockenheit – führt voraussichtlich zu Kohlenstoffverlusten der Böden. Sie werden deshalb mehr CO₂ an die Atmosphäre abgeben.
- 2 Die hohe Düngung in Teilen der Schweizer Landwirtschaft führt nicht nur zur Auswaschung grosser Mengen an Nitrat und Phosphor, sondern auch zu hohen Emissionen des klimawirksamen Lachgases aus dem Boden.
- 3 Die unangepasste Befahrung von Böden mit schweren Maschinen in der Landwirtschaft bewirkt meist eine irreversible Verdichtung von Böden. Auch bei der forstlichen Nutzung und bei Bautätigkeiten ist mit vergleichbaren, langfristigen Schäden zu rechnen. Gezielte Massnahmen wie künstliche Makroporen können – allerdings nur in begrenztem Mass – zur Regeneration der Böden beitragen.

Massnahmen zum Bodenschutz müssen (i) in erster Linie auf den Erhalt der organischen Bodensubstanz abzielen, die eine fundamentale Bedeutung für die Bodenfunktionen hat. Dies gilt insbesondere für den Schutz von Moorböden, die durch Entwässerung bedroht sind. Organische Düngung erhöht zwar den Vorrat an organischer Bodensubstanz, vermag aber die nutzungsbedingten Kohlenstoffverluste aus Ackerböden nicht vollständig

zu verhindern. (ii) Eine bessere Stickstoffeffizienz durch verminderte Stickstoffdüngung sowie die Integration von Leguminosen in die Fruchtfolge verbessern die Klimawirksamkeit von Schweizer Böden und senken die Belastung von Grund- und Oberflächengewässern. (iii) Bodenbelastungen, sei es durch Fremdstoffe oder durch Verdichtungen infolge unangepasster Bodenbefahrung, müssen vorbeugend vermieden werden. Dazu müssen die Richtlinien zum Schutz der begrenzten Ressource Boden konsequenter eingehalten und auch gegenüber anderen, meist wirtschaftlichen Interessen durchgesetzt werden.

Im Gegensatz zur EU fehlt in der Schweiz bisher eine integrale rechtliche und politische Strategie zum nachhaltigen Umgang mit dem Boden. Da es für die Entstehung von Böden Jahrtausende braucht, ist der Boden eine nicht erneuerbare Ressource. Er muss daher qualitativ und quantitativ geschützt werden.

Schwerpunkte dieser Synthese

Das 1991 abgeschlossene Nationale Forschungsprogramm «Nutzung des Bodens in der Schweiz» (NFP 22) hat Vorschläge zur haushälterischen Nutzung des Bodens in der Schweiz erarbeitet¹. Drei Problembereiche standen im Vordergrund: die langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit, die Verringerung der Bodenverluste und die bessere Verteilung des Bodens. Das NFP 68 knüpfte 26 Jahre später an diese Themen an. Im Bereich «Boden und Umwelt» waren dies der physikalische Bodenschutz, aber auch neue Schwerpunkte wie die organische Bodensubstanz (obs) und die Treibhausgasemissionen aus dem Boden. Die thematische Synthese TS2 konzentriert sich aufgrund der verschiedenen NFP 68-Projekte auf die folgenden drei Themen:

- 1 Die obs Schweizer Böden und deren Gefährdung durch Landnutzung und Klimawandel (NFP 68-Projekte ANFÄLLIGKEITSINDIKATOREN, WALDBÖDEN, KOHLENSTOFFEINTRAG, MOORBÖDEN, KOHLENSTOFFDYNAMIK).
- 2 Treibhausgasemissionen aus Schweizer Böden und Massnahmen, mit denen sie vermindert werden können (NFP 68-Projekte LACHGAS, MOORBÖDEN, Fokusstudie TREIBHAUSGASBILANZ).
- 3 Die physikalische Gefährdung von Boden durch Verdichtung und Erosion. Hier wird ein Schwerpunkt darauf gelegt, wie diese Belastungen mit Massnahmen reduziert oder rückgängig gemacht werden können (NFP 68-Projekte BODENVERDICHUNG, BODENSTABILITÄT).

Zusätzlich gibt die thematische Synthese einen Einblick in neuartige Bodenbelastungen, etwa infolge antimikrobieller Resistenzgene (NFP 68-Projekt ANTIBIOTIKARESISTENZ).

Dieser Bericht fasst die Ergebnisse der für diese Themenbereiche relevanten NFP 68-Projekte zusammen und verbindet sie mit anderen Forschungsergebnissen sowie dem aktuellen Kenntnisstand über die Schweizer Böden.

«Essentially, all life depends upon the soil [...] There can be no life without soil and no soil without life; they have evolved together.»

Charles E. Kellogg

1.1 Boden als nicht erneuerbare Ressource

Der Boden ist Grundlage vieler Ökosystemleistungen: Er filtert Wasser, produziert Nahrung, speichert Kohlenstoff (C) in organischer Bodensubstanz (obs), bildet Lebensräume und trägt einen enorm vielfältigen Genpool. Der Mensch und seine Umwelt beeinflussen viele Bodeneigenschaften direkt. Eine nicht standortangepasste Nutzung beeinträchtigt die zentralen Lebensraum-, Produktions- und Regulierungsfunktionen des Bodens. Schaden erleidet der Boden in der Schweiz in erster Linie durch Versiegelung, Verdichtung, Erosion und Rutschungen sowie den Verlust an organischer Bodensubstanz. Während die Schädigung – wie im Falle der Verdichtung – innerhalb von Sekunden eintreten kann, vergehen Jahrzehnte bis Jahrhunderte, bis sich der Boden regeneriert hat. Der Boden ist daher eine nicht erneuerbare Ressource, die nachhaltig genutzt werden muss.

Der Boden bildet die Schnittstelle zwischen der Atmo-, der Hydro-, der Bio- und der Geosphäre. Das Ausgangsgestein, das Klima, das Relief, das Grundwasser, aber auch die Vegetation und die Bodenorganismen sowie die menschliche Nutzung tragen zur Bodenbildung bei. Somit beeinflussen sowohl abiotische als auch biotische Faktoren die Eigenschaften von Böden. Die Böden ihrerseits stehen aufgrund ihrer Speicher-, Regulations- und Produktionsfunktionen in enger Wechselwirkung mit anderen Ökosystemkomponenten.

Die Schweiz ist gekennzeichnet durch eine sehr grosse Variabilität der Umweltbedingungen auf engem Raum. Die Vielfalt der Umweltfaktoren und Bodeneigenschaften ist fast so gross wie über den gesamten europäischen Kontinent gesehen.

Die mittleren Jahrestemperaturen umspannen einen Bereich von unter 0 °C bis 12 °C – eine Bandbreite, wie sie zwischen dem Mittelmeerraum und dem Polarkreis zu finden ist. Auch die pH-Werte des Bodens reichen von unter 3 in den Oberböden des Tessins und in stark versauerten Moränen- und Molasseböden bis über 8 auf Kalkgestein im Jura. Die von der Verwitterungsdauer abhängige Bodenentwicklung umfasst flachgründige, skelettreiche und tonarme Gesteinsböden im Vorfeld von Gletschern, beispielsweise Leptosole^{2,3}, aber auch bis zu sieben Meter tiefe Böden im Jura, die in der letzten Eiszeit nicht von Eis bedeckt waren⁴. Die Reaktion von Boden- und Ökosystemfunktionen auf Umweltveränderungen hängt häufig von den Bodeneigenschaften ab. Die kleinräumige Variabilität von Böden erschwert es, Messergebnisse auf grössere Skalen zu extrapolieren⁵ (NFP 68-Projekt ANFÄLLIGKEITSINDIKATOREN). Dennoch muss sie für Prozessstudien berücksichtigt werden (thematische Synthese TS4 des NFP 68 «Bodeninformations-Plattform Schweiz [BIP-CH]»).

Gewisse Bodeneigenschaften – Bodentiefe, Steingehalt, Tonminerale, Textur, Eigenschaften des Unterbodens (Bodenfeuchtigkeit) – lassen sich nur mit sehr grossem Aufwand oder gar nicht durch Bewirtschaftung beeinflussen⁶. Andere Eigenschaften wie Nährstoffverfügbarkeit, organische Bodensubstanz, pH-Werte, Vegetation, Makroporosität, Bodendichte, Oberflächeneigenschaften (Aggregatgrösse) werden durch externe Einflüsse wie Klima und Naturrisiken sowie vom Menschen durch Bewirtschaftung verändert⁶.

Die intensive Nutzung des Bodens durch den Menschen und der Klimawandel gefährden den Boden und seine Funktionen. In der Schweiz stellen die Versiegelung,

Verdichtung, Erosion und Hangrutschungen sowie der Verlust von oBis die grössten Bedrohungen für die Lebensraum-, Regulierungs- und Produktionsfunktion des Bodens dar⁷.

Bodenbildung und -degradierung verlaufen in sehr unterschiedlichen Zeitdimensionen. Während die Bodenbildungsrate ungefähr 0,1 Millimeter pro Jahr beträgt⁸, wird Boden durch Verdichtung und Erosion innerhalb von Sekunden bis Stunden degradiert⁹. Die ökologische Regeneration verdichteter Böden benötigt aber mindestens Jahrzehnte (NFP 68-Projekt **BODENVERDICHTUNG**).

In Moorböden bildet sich Torf mit einer Rate von etwa einem Millimeter pro Jahr beziehungsweise einem Meter in tausend Jahren. Durch Entwässerung wird der Torf durchlüftet und durch Mineralisation rasch abgebaut. Die durchschnittliche Mächtigkeit der Moorböden hat in der Schweiz während der letzten hundert Jahre um gut einen Meter abgenommen¹⁰ (NFP 68-Projekt **MOORBÖDEN**).

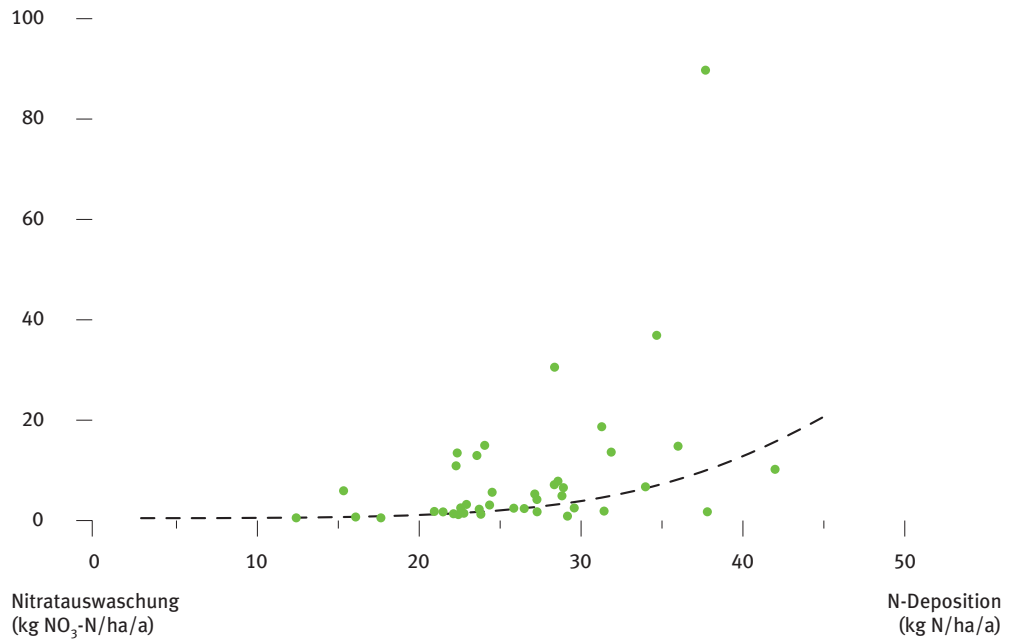
Der Boden erfüllt wichtige Ökosystemleistungen. Gemäss dem Entwurf zu einer nationalen Bodenstrategie⁷ sind dies:

- **Lebensraumfunktion:** Fähigkeit des Bodens, Organismen als Lebensgrundlage zu dienen und zur Erhaltung der Vielfalt von Ökosystemen, Arten und deren genetischer Vielfalt beizutragen
- **Regulierungsfunktion:** Fähigkeit des Bodens, Stoff- und Energiekreisläufe zu regulieren, Filter-, Puffer- und Speicherfunktionen wahrzunehmen sowie Stoffe umzuwandeln
- **Produktionsfunktion:** Fähigkeit des Bodens, Biomasse zu produzieren, das heisst Nahrungs- und Futtermittel sowie Holz.

Der Boden schützt vor der Belastung des Menschen durch Schadstoffe, hält sie aber nur begrenzt zurück. Schwermetalle werden im Boden an organische Substanz und an Bodenmineralen gebunden und deswegen nicht ins Grundwasser verlagert. Ein bekanntes Beispiel ist die Belastung mit Cadmium, Kupfer und Zink durch die metallverarbeitende Industrie in Dornach SO¹¹. Allerdings verbleiben die Schwermetalle im Boden und belasten angebaute Feldkulturen über mehrere Jahrzehnte¹² (NFP 69-Projekt **METALLBELASTUNG**). Auch Pflanzenschutzmittel werden im Boden an organischer Substanz gebunden und durch Mikroorganismen abgebaut. Werden sie jedoch in zu grossen Mengen und zum falschen Zeitpunkt ausgebracht, gelangen sie ins Grund- und Oberflächenwasser. Eine Messkampagne der EAWAG zeigt, dass in landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebieten der Schweiz die nachgewiesenen Pflanzenschutzmittel die akut- oder chronisch-ökotoxikologischen Grenzwerte übersteigen¹³.

Waldboden vermag die anhaltend hohen Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre zu binden (60–80%)¹⁴, doch ist diese Fähigkeit begrenzt. Bis zu einem geringen Stickstoffeintrag von 20 Kilogramm pro Hektare und Jahr (kg N/ha/a), den sogenannten «Critical Loads», liegt die Stickstoffauswaschung bei weniger als 2 kg N/ha/a (Abb. 1)¹⁵. Bei höheren Einträgen jedoch, wie im Schweizer Mittelland und im Tessin mit bis zu 40 kg N/ha/a, wird etwa die Hälfte wieder ausgewaschen. Insgesamt weist Grundwasser aus Wäldern mit durchschnittlich 5 bis 10 mg Nitrat/l deutlich niedrigere Werte auf als dasjenige von intensiv gedüngten Ackerböden mit über 25 mg Nitrat/l.

Abbildung 1
Nitratauswaschung aus Wald-
böden in der Schweiz.
Übersteigt die N-Deposition den
kritischen Wert von 15 bis 20 kg
N/ha/a, wird aus dem Waldboden
Nitrat (NO_3^-) ausgewaschen^{14,15}.



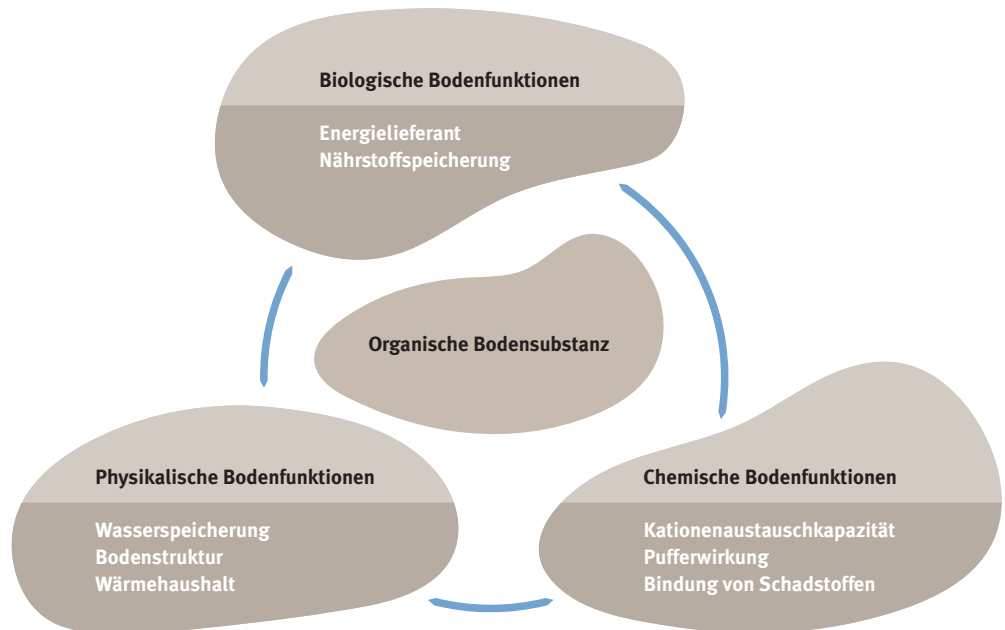
wesen (Abb. 3)¹⁶. Abgestorbene mikrobielle Biomasse und deren Abbauprodukte sind Hauptbestandteile der obs¹⁹. Bodentiere zersetzen Pflanzenrückstände, mikrobielle Lebensgemeinschaften wandeln die obs um und setzen durch die obs-Mineralisierung CO₂ in die Atmosphäre frei.

Für die Stabilität der obs sind die physikalischen und chemischen Bedingungen in der Bodenumgebung ausschlaggebend (NFP 68-Projekt WALDBÖDEN, Abb. 2)^{16,18,20}. In Böden unterscheidet man zwischen «partikulärem» C, der in erster Linie aus sich zersetzenden Pflanzenrückständen besteht, und mit Mineralen verbundenem C, der durch die Wechselwirkungen mit Mineraloberflächen vor dem Abbau geschützt ist und sich sehr viel langsamer umsetzt. Gemäss dem NFP 68-Projekt WALDBÖDEN beträgt der an Minerale gebundene Anteil in Schweizer Waldböden in den obersten 20 Zentimetern etwa

ein Drittel, während er in Wiesenböden bei durchschnittlich 80 Prozent liegt²¹. Mit zunehmender Tiefe steigt der mineralgebundene Anteil auf Werte von über 95 Prozent. Im NFP 68-Projekt ANFÄLIGKEITSINDIKATOREN wurde das Alter der obs mittels Radiokarbondatierung bestimmt. Während partikulärer C meist nur wenige Jahre alt ist und sich entsprechend schnell umsetzt, ist der Kohlenstoff im Unterboden bis zu 10 000 Jahre alt⁵. Er wird durch Wechselwirkungen mit Mineralen langfristig festgelegt.

C wird durch oberirdische Pflanzenstreu sowie unterirdische Wurzelrückstände und Wurzelauausscheidungen in den Boden eingetragen. Bodenorganismen bauen den grössten Teil dieses C-Eintrags wieder zu CO₂ ab, nur eine kleine Menge verbleibt langfristig im Boden¹⁶. Messungen der C-Flüsse zeigen, dass in einem Schweizer Grünland bei Oensingen SO etwa 10 Tonnen

Abbildung 3
Funktionen der obs.
Die obs erfüllt in Böden zentrale biologische, physikalische und chemische Funktionen.



Kohlenstoff pro Hektare und Jahr (C/ha/a) aufgenommen, vergleichbare Mengen aber auch wieder «veratmet» und durch Ernte entzogen werden. Die verbleibende Menge im Boden liegt je nach Jahr und Bewirtschaftungsintensität zwischen -0,5 und 1 Tonne C/ha/a, ein Betrag, der sich nur über mehrere Jahre nachweisen lässt²².

Aufgrund der kleinen Anreicherungsrate dauert es Jahrtausende, bis sich die OBS aufbaut. So haben sich auf den Vorfeldern des Damma- und Morteratschgletschers innert 150 Jahren 20 bis 30 Tonnen C/ha akkumuliert^{2,23}. In den seit der Eiszeit gebildeten Schweizer Waldböden liegt der durchschnittliche Vorrat bei 143 Tonnen C/ha (NFP 68-Projekte WALDBÖDEN und ANFÄLLIGKEITSINDIKATOREN). Im Gegensatz zur langsamen Anreicherung können durch Störungen des Bodens erhebliche Kohlenstoffmengen schnell verloren gehen. Im Waldboden nahm der OBS-Vorrat nach dem

Sturm «Vivian» auf Windwurfflächen/auf geschädigten Flächen während zweier Jahrzehnte um etwa 25 Tonnen C/ha ab²⁴.

2.2 Organische Bodensubstanz und Bodenfunktionen

Die OBS spielt nicht nur eine Schlüsselrolle für die Speicherung von CO₂ in Form organischen Kohlenstoffs, sondern auch für die meisten anderen Bodenfunktionen (Abb. 3). Sie ist der grösste Speicher für den Nährstoff Stickstoff. Sie erhöht die Porosität des Bodens und damit dessen Kapazität, Wasser und Luft zu speichern. Zudem vermag sie Kationen und Anionen zu binden.

Über 90 Prozent des Stickstoffs (N) im Boden und über 50 Prozent des Phosphors (P) in Waldböden werden in der OBS gespeichert. Bei der Mineralisierung von OBS werden sie in pflanzenverfügbare Formen

Abbildung 4
OBS und Kationenaustauschkapazität.
Die OBS steuert die Speicherung von Kationen in einer pflanzenverfügbaren, austauschbaren Form, was von zentraler Bedeutung ist für die Bodenfruchtbarkeit. Neben der OBS hängt die Kationenaustauschkapazität vom Tongehalt und vom Boden-pH ab.

Bodendatenbank, WSL;
NFP 68-Projekt WALDBÖDEN.

■ pH > 5
□ pH < 5

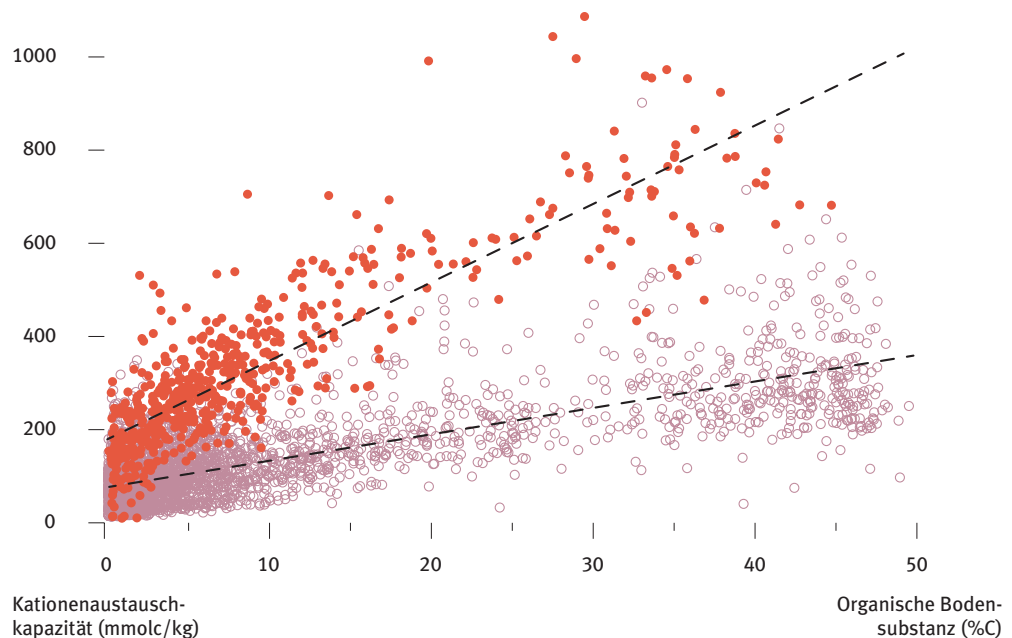
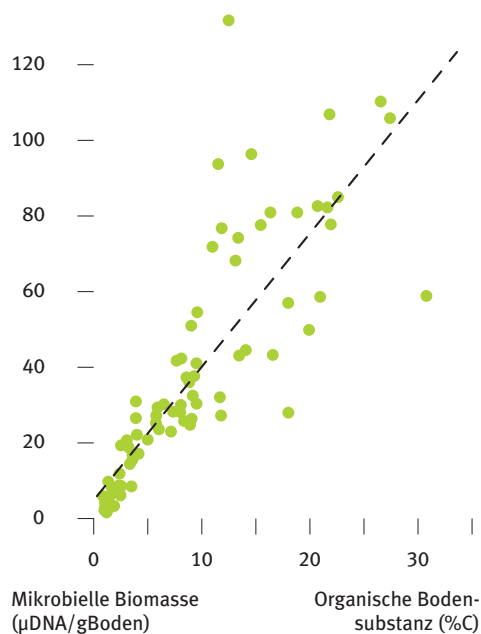


Abbildung 5

Zusammenhang zwischen obs und mikrobieller Biomasse. Die obs ist eng mit der mikrobiellen Biomasse verknüpft (Beispiel alpine Böden auf den Berggipfeln des Schweizer Nationalparks). Die obs ist der Energielieferant von Bodenorganismen, deren Aktivität wiederum den Umsatz der obs steuert. B. Frey, F. Hagedorn, S. Wipf, unveröffentlichte Daten.

■ Alpine Böden, Nationalpark
n=82, $r^2=0,69$



überführt. Im Boden trägt die obs entscheidend zur Kationenaustauschkapazität bei (Abb. 4), was eine Speicherung kationischer Nährstoffe – zum Beispiel Ammonium (NH_4^+), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K), Eisen (Fe) – in einer pflanzenverfügbaren, aber nicht auswaschbaren Form erlaubt. Dabei handelt es sich um eine fundamentale Funktion der Böden, die eine langfristige Pflanzenernährung ermöglicht. Zudem bildet die obs Komplexe aus Aluminium- und Schwermetallkationen, was deren Toxizität und Verfügbarkeit für Pflanzen deutlich reduziert.

2.3 Organische Bodensubstanz und Biodiversität

Das Leben im Boden ist eng mit der organischen Bodensubstanz (obs) verknüpft. Die Makro- und Mikrofauna des Bodens ernährt sich von der obs. Deren Aktivität bestimmt, wie und wie viel obs um-

gesetzt wird. Die Menge und die Qualität der obs beeinflussen wiederum die Zusammensetzung der Bodenorganismen. Die Bewirtschaftung und das Klima wirken sich auf die Bodenorganismen aus.

In einem Gramm Boden leben zwischen 2000 und 18000 verschiedene Arten von Organismen, deren primäre Energiequelle die obs ist²⁵. Dabei sind die Bodenorganismen selbst Teil der obs. Ihr mengenmässiger Anteil liegt bei weniger als 2 Prozent, doch tragen abgestorbene Mikroorganismen (Nekromasse) zu einem grossen Teil zur obs bei¹⁹. Im Bodenprofil mit der Tiefe abnehmende C/N-Verhältnisse – im Waldboden von 30 auf 10 – werden mit einem steigenden Beitrag mikrobieller Nekromasse erklärt, die sehr enge C/N-Verhältnisse von 6 bis 12 aufgrund eines hohen Anteils an mikrobiellen Proteinen aufweist. In der Nahrungskette zersetzen die Makrofauna (> 2 mm; z.B. Regenwürmer) und die Mesofauna (100 μm bis 2 mm; z.B. Springschwänze) Pflanzenrückstände, während Mikroorganismen (Pilze und Bakterien) eine Vielzahl von Komponenten, unter anderem auch abgestorbene Organismen, als Nahrung nutzen. Die Bodenorganismen erfüllen viele der zentralen Bodenfunktionen. Sie mineralisieren Nährstoffe und machen sie damit pflanzenverfügbar, sie bauen organische Schadstoffe ab, und sie produzieren und verbrauchen Treibhausgase. Molekulargenetische Methoden erlauben neue Einblicke in die Diversität mikrobieller Lebensgemeinschaften²⁶. Allerdings ist nur für weniger als einen Zehntel der Mikroorganismen ihre funktionelle Bedeutung bekannt²⁵.

Zwischen der mikrobiellen Biomasse und dem Gehalt an obs besteht eine enge Beziehung, wie das Beispiel alpiner Böden im Schweizer Nationalpark verdeutlicht (Abb. 5). Auch die Diversität der Organismen wird durch die Menge und Qualität

der oBS beeinflusst. Daneben spielen aber auch der Boden-pH-Wert und die Textur eine wichtige Rolle. Die mikrobiellen Lebensgemeinschaften werden durch die Bodenbewirtschaftung verändert, zu einem grossen Teil über die Zusammensetzung der oBS, die wiederum von der Menge und der Art der Düngung sowie der Bodenbearbeitung abhängt. Im DOK-Langzeitversuch (DOK für bioDynamisch bio-Organisch Konventionell) in Therwil BL unterscheidet sich die Zusammensetzung der Mikroorganismen zwischen den verschiedenen landwirtschaftlichen Betriebssystemen²⁶. Das NFP 68-Projekt ANTIBIOTIKARESISTENZ hat nachgewiesen, dass die Ausbringung von Hofdünger die am Stickstoffkreislauf potenziell beteiligten Bakterien fördert. Auch der Klimawandel wirkt sich auf die Bodenorganismen aus: Wie ein zwölfjähriger Feldversuch in einem Walliser Föhrenwald belegte, gibt es unter Trockenheit mehr Mikroorganismen mit

einer konservativen (oligotrophen) Lebensstrategie²⁷. Zudem geht die Regenwurmdichte um ein Mehrfaches zurück (Abb. 6). Diese Veränderungen im Bodenleben wirken sich auch auf die Umsetzung der organischen Substanz aus.

2.4 Wie viel Kohlenstoff speichern Schweizer Böden?

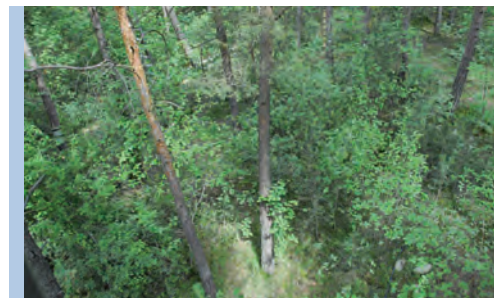
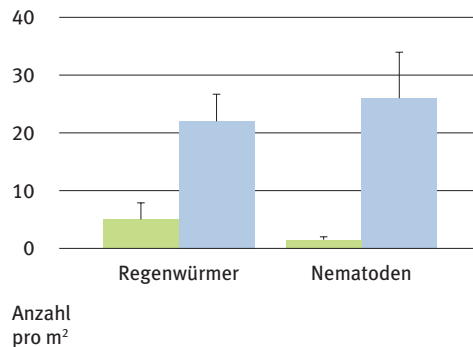
Schweizer Mineralböden verfügen über die höchsten C-Vorräte europäischer Länder. Dies liegt zum einen am geringen Anteil ackerbaulicher Nutzflächen, am relativ hohen Pflanzenwachstum aufgrund der günstigen klimatischen Voraussetzungen sowie an den moderat verwitterten und tonreichen Böden. Auch der grosse Anteil wassergesättigter Böden trägt dazu bei.

Schweizer Waldböden speichern 143 Tonnen Kohlenstoff (C) pro Hektare, etwa

Abbildung 6
Regenwurmdichte im Pfywald (VS) in Abhängigkeit der Bodenfeuchte.
Die trockenen Verhältnisse während des Sommers im Pfywald (Wallis; Foto oben) unterdrücken das Pflanzenwachstum im Vergleich zu einer zwölfjährigen experimentellen Bewässerung (Foto unten). In den trockenen Böden leben fünf bis acht Mal weniger Regenwürmer und Nematoden²⁸.

Fotos: M. Schaub, wsl.

- trockener Föhrenwald
- bewässerter Föhrenwald



20 Prozent mehr, als in der lebenden Biomasse von Wäldern enthalten ist (Abb. 7; NFP 68-Projekt WALDBÖDEN). Deutsche Waldböden weisen beispielsweise einen Vorrat von nur 117 Tonnen C/ha auf. Am höchsten ist der C-Vorrat im Boden auf der Alpensüdseite (Abb. 8, S. 20 und 9, S. 20). Da die Streu von Nadelwäldern schlechter abbaubar ist als jene von Laubwäldern, speichern sie auch mehr C in der organischen Auflage ($38,0 \pm 2,4$ gegenüber $10,1 \pm 0,7$ t C/ha). Im Mineralboden haben beide Waldtypen vergleichbare Vorräte (Abb. 15, S. 29).

Landwirtschaftlich genutzte Böden haben im Oberboden signifikant geringere C-Gehalte als Waldböden, Ackerböden weisen die niedrigsten C-Vorräte auf (Abb. 10, S. 21). Bei ihnen ist der unter- und oberirdische Streueintrag gering, und die intensive Bodenbearbeitung regt den Abbau von OBS an. Der Gesamtvorrat der verschiedenen Landnutzungstypen kann in der Schweiz

nicht verglichen werden, da es für landwirtschaftliche Böden zu wenig Messungen bis zum Ausgangsgestein gibt. Zudem wurden die zur Berechnung benötigten Parameter wie die Bodendichte nicht systematisch erhoben.

In der Schweiz haben Moorböden die höchsten C-Vorräte pro Fläche. Sie enthalten gegenwärtig durchschnittlich 1070 Tonnen C/ha (NFP 68-Projekt MOORBÖDEN)⁵³. Sie reagieren sehr empfindlich auf Veränderungen des Wasserhaushaltes durch Entwässerung. Im Jahr 1850 lag der Vorrat pro Fläche noch etwa bei 1500 Tonnen C/ha.

Änderungen des Kohlenstoffvorrats

Durch die Bildung von OBS binden Böden CO₂ beziehungsweise C, der OBS-Abbau setzt dagegen CO₂ in die Atmosphäre frei. Dieser CO₂-Austausch zwischen Böden und Atmosphäre ist global rund zehnmal mächtiger als die CO₂-Freisetzung aus fossilen Brennstoffen. Eine Zusammenstellung von gemessenen CO₂-Flüssen aus dem Boden in der Schweiz zeigt, dass jährlich zirka 20 bis 30 Millionen Tonnen C in Form von CO₂ an die Atmosphäre abgegeben werden^{22,23,32,42,46}. Dies ist ungefähr doppelt so viel wie die CO₂-Emissionen aus fossilen Brennstoffen⁷⁴. Die Vorratsmessungen von C in jungen bis hin zu alten Böden entlang sogenannter «Chronosequenzen» weisen jedoch auf ein Gleichgewicht zwischen CO₂-Bindung und -Freisetzung in älteren Böden hin³¹. Wahrscheinlich ist dieses Gleichgewicht dynamischer Natur, und im Vergleich zu den C-Ein- und -Austrägen ist die Nettobilanz, die sogenannte «C-Sequestrierung» in Böden, gering. An den beiden Schweizer Waldstandorten Lägeren (ZH) und Davos Seehornwald (GR) betrug die (modellerte) C-Senke im Boden weniger als 5 Prozent der von den Bäumen aufgenommenen und über die Bodenatmung abgegebenen CO₂-Menge³².

Abbildung 7
Schweizer Böden als Kohlenstoffspeicher (landesweite C-Vorräte).

In der Schweiz speichern die Böden sieben Mal mehr C als die Atmosphäre. Trotz ihrer geringen Fläche haben Moorböden einen wesentlichen Anteil am C-Vorrat in der Schweiz. Seit 1850 haben sie allerdings durch Entwässerung und Torfabbau 80 Prozent ihres C-Vorrats verloren.

NFP 68-Projekt WALDBÖDEN^{20,38,53,165}.

- Atmosphäre
- Wald-Biomasse
- Waldboden
- Landwirtschaftsboden
- Moorboden 1850
- Moorboden heute

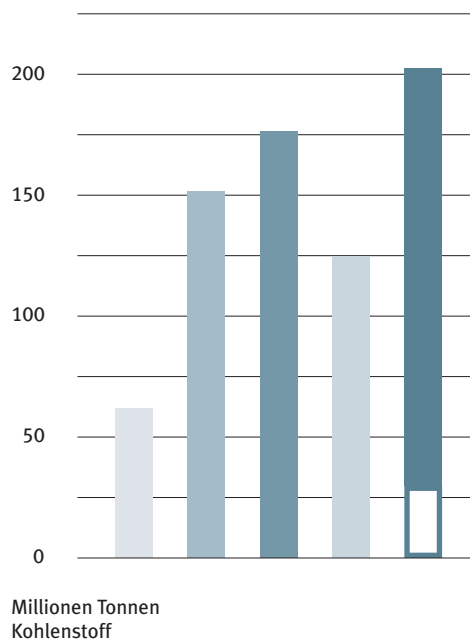


Abbildung 8

Kohlenstoffkarte der Schweizer Waldböden.

C-Vorräte in Schweizer Waldböden, die mittels geostatistischer Methoden aus der signifikanten Beziehung zwischen Niederschlag, Topografie und C-Vorrat ermittelt wurden²⁹.

C-Vorräte 0–100 cm (kg m⁻²)



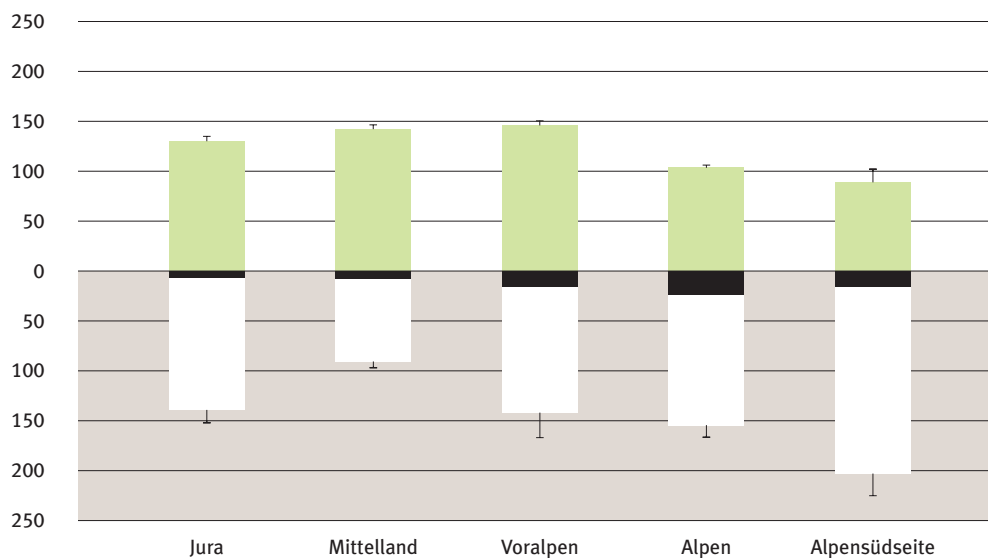
Abbildung 9

Wald-Biomasse (oben) und OBS-Vorrat (unten) in Schweizer Waldböden. Die organische Auflage speichert etwa 10 Prozent des OBS-Vorrats des gesamten Bodens. Obwohl die Südalpen den niedrigsten C-Vorrat in der Biomasse haben, weisen sie den grössten OBS-Vorrat auf, da sie hohe Gehalte an stabilisierenden Mineralen sowie abbauresistenten «Black Carbon» enthalten.

NFP 68-Projekt WALDBÖDEN²⁰.

- Biomasse
- organische Auflage
- Mineralboden

Biomasse C (t C/ha)



OBS (t C/ha)

Obwohl Änderungen in der C-Speicherung im Boden grosse Auswirkungen auf die CO₂-Bilanz haben können, sind sie nur schwer nachweisbar. Im Verhältnis zum gesamten C-Vorrat ist die Änderung sehr klein und läuft häufig nur langsam ab. Die NABO-Bodeninventur in den Jahren 1985–1989 sowie 2005–2009 auf 29 Wald- und 26 Grünlandstandorten stellte insgesamt keine Veränderungen des C-Vorrats im Oberboden fest³⁰.

2.5 Reaktion der organischen Bodensubstanz auf Landnutzungsänderungen

Die Landnutzung beeinflusst sowohl die C-Einträge in den Boden als auch die Umsetzungsprozesse im Boden. Ackerbauliche Nutzung führt zu einer Abnahme des obs-Vorrats; bei der Bearbeitung des Bodens wird obs abgebaut. Der C-Eintrag ist geringer als auf Grasland und im Wald. Die Waldzunahme, die flächen-

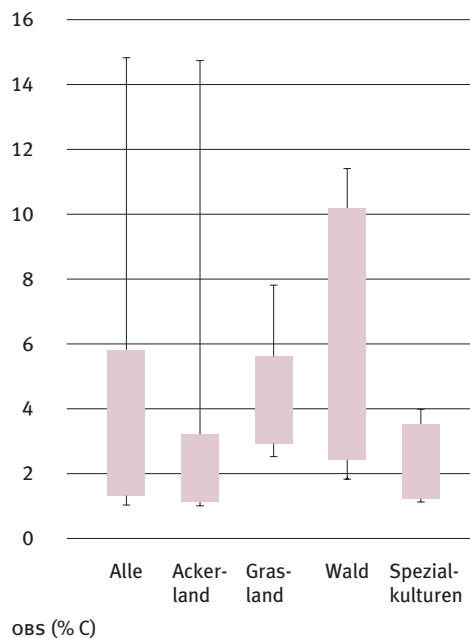
mässig bedeutendste Landnutzungsänderung in der Schweiz, hat wahrscheinlich nur geringe Auswirkungen auf den obs-Vorrat, verändert aber die Zusammensetzung der obs.

Abnehmende Kohlenstoffvorräte in Schweizer Ackerböden

Langzeitversuche zeigen, dass C-Vorräte in Ackerland, das zuvor als Grünland genutzt wurde, abnehmen. Diese Böden sind daher eine CO₂-Quelle. Beim Zürcher Organischen Düngungsexperiment (ZOFE) in Reckenholz ZH gingen 0,10 bis 0,25 Tonnen C ha/a verloren, was einem Verlust von 15 bis 40 Prozent der obs während 60 Jahren entspricht³³. Der Zusatz von organischem Dünger verminderte diese Vorratsabnahme nach der Landnutzungsänderung, indem er die Biomasseproduktion steigerte und damit auch den C-Eintrag in den Boden. Auch im DOK-Versuch in Therwil BL nahmen die C-Gehalte während 30 Jahren ab (Abb. 12, S. 25). Eine organische Düngung durch die Zugabe von Kompost im biodynamischen Landbau konnte den Verlust an obs verlangsamen. Dies steht im Einklang mit einer globalen Metaanalyse, die zeigt, dass sich eine organische Düngung positiv auf die obs-Gehalte auswirkt³⁴. Die C-Bilanz der einzelnen Verfahren hängt von der Menge und der Stabilität des zugegebenen organischen Materials ab³⁵. Auch bei der NABO-Bodeninventur nahm der C-Vorrat auf den 29 untersuchten Ackerflächen ab, allerdings weniger stark als in den Langzeitversuchen³⁰. Möglicherweise spielt die vormalige Nutzung eine entscheidende Rolle für die Auswirkungen der Landbewirtschaftung (NFP 68-Projekt WALDBÖDEN)^{20,36}.

Im Grünland wirkt sich die Nutzungsintensität auf den C-Vorrat aus. Hocho aufgelöste Messungen des CO₂-Austauschs in einem Grünland bei Oensingen SO erga-

Abbildung 10
obs-Gehalte (gemessen als organischer C) in den obersten 20 Zentimetern der NABO-Standorte³⁰.



NFP 68-Projekt

WALDBÖDEN

Welche Faktoren steuern den Kohlenstoffvorrat im Boden – das Klima oder die chemischen Eigenschaften?

Das Projektteam wertete die Daten von tausend Bodenprofilen von Waldstandorten statistisch aus. Es zeigte sich, dass die physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften den engsten Zusammenhang mit dem C-Vorrat in Schweizer Waldböden haben. Mit zunehmendem Gehalt an austauschbarem Eisen und Ton nehmen die Vorräte insgesamt zu. Als zweitwichtigste Steuergrösse wirken die Niederschlagsmengen: Der Vorrat nimmt mit steigenden Niederschlägen zu²⁰. Demgegenüber beeinflussen die mittleren Jahrestemperaturen den gesamten C-Vorrat nur gering; möglicherweise werden sie vom Niederschlagssignal überlagert. Allerdings nimmt der Vorrat in der organischen Auflage mit abnehmenden Temperaturen zu. Möglicherweise wird bei einem höheren Nadelholzanteil unter kühleren Klimabedingungen weniger Streu in den Mineralboden eingebaut, eine allfällige Folge geringerer Aktivität der Regenwürmer (Abb. 6, S. 18). Interessanterweise haben die Waldbiomasse und deren Zuwachsrate keinen direkten Einfluss auf die C-Vorräte in den Böden. So haben nicht die produktivsten Regionen mit hoher Biomasse wie das Mittelland den höchsten C-Vorrat im Boden, sondern diejenigen mit der geringsten – die Alpen und die Alpensüdseite (Abb. 9, S. 20). Dies legt den Schluss nahe, dass diejenigen Faktoren, die das Waldwachstum begünstigen, wie ein wärmeres Klima, sich auch auf den C-Abbau im Boden auswirken. Zudem sind gewisse Bodenkomponenten, wie humusstabilisierende Eisenoxide oder Tongehalte, für die C-Speicherung wichtiger als die Menge an eingetragener Streu. Der negative Zusammenhang zwischen der Temperatur und dem C-Vorrat in der organischen Auflage, dem empfindlichsten Teil der OBS, legt nahe, dass als Folge des Klimawandels und des Baumartenwechsels mit einem Verlust an OBS zu rechnen ist. Die geringeren gesamten C-Vorräte bei abnehmenden Niederschlägen lassen auch bei der voraussichtlichen Zunahme von Sommertrockenheit C-Verluste erwarten.

NFP 68-Projekt ANFÄLLIGKEITSINDIKATOREN

Wie alt ist die OBS? Wie wird Bodenkohlenstoff umgesetzt, und welche Faktoren treiben diese Prozesse an?

Die komplexe Natur der OBS und die Vielzahl der Faktoren, die die Stabilität der OBS beeinflussen, erschweren es, die C-Umsetzung im Boden zu quantifizieren. Im Projekt wurde mit Hilfe der Radiokarbonmethode das Kohlenstoffalter von Bodenproben entlang geologischer und klimatischer Gradienten gemessen. Dies erlaubt einen vertieften Einblick in den Umsatz der OBS unter verschiedenen Umweltbedingungen.

Die Ergebnisse zeigen, dass auf der Profilebene das ¹⁴C-Alter von wenigen Jahrzehnten im Oberboden bis zu Jahrtausenden im Unterboden reicht. Innerhalb eines Bodenhorizonts weisen einzelne Komponenten wie kurzkettige Lipide ein ¹⁴C-Alter von wenigen Jahrzehnten auf, während langkettige bis zu 8000 Jahre alt sind⁵. Der C-Umsatz variiert auf verschiedenen Skalen, was die unterschiedlichen Quellen und die heterogene Zusammensetzung der OBS aufzeigt. Auch räumlich sind die ¹⁴C-Gehalte sehr variabel. Interessanterweise ist die Variation der ¹⁴C-Gehalte im Oberboden innerhalb weniger Quadratmeter einer Messfläche ähnlich hoch wie auf der Landschaftsebene entlang grosser klimatischer und geologischer Gradienten (Abb. 11, 24)⁵. Eine räumlich ausreichend wiederholte Messung von acht Profilen ergibt aber einen hinreichend genauen Wert, anhand dessen Standorte miteinander verglichen werden können.

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) ist die mobile Form der OBS, mit der Kohlenstoff, aber auch Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor, mit dem Bodenwasser in grössere Bodentiefen verlagert werden. Messungen der ¹⁴C-Gehalte auf den Flächen der «langfristigen Waldökosystemforschung» belegen ein jüngeres Alter des DOC als der festen OBS. Während der Sommertrockenheit von 2015 nahm das ¹⁴C-Alter des DOC bei gleichbleibender DOC-Menge zu. Dies ist ein Hinweis darauf, dass bei wärmeren und trockeneren Bedingungen alter Kohlenstoff mobilisiert und verlagert wird. Grund dafür könnten platzende mikrobielle Biomasse oder eine Störung der Bodenaggregation bei Wiederbefeuchtung sein.

ben eine erhöhte CO₂-Aufnahme bei intensiver Nutzung mit Düngung im Vergleich zur extensiven Nutzung. Da die CO₂-Emissionen nicht im gleichen Masse zunahmen, stieg der C-Vorrat im Boden um etwa 2 Tonnen C ha/a an²². Langfristig ist jedoch mit einem Gleichgewicht zu rechnen, da nur ein kleiner Anteil des eingetragenen C stabil gebunden wird. Die Art der Bewirtschaftung beeinflusst demnach die C-Vorräte, kann den C-Verlust in Schweizer Ackerböden aber nur vermindern. Die Abschwächung nimmt mit der Menge und Stabilität der eingetragenen organischen Substanz zu (Abb. 12, S. 25)^{33,37}.

Bedeutung der Wiederbewaldung für die Kohlenstoffspeicherung

In der Schweiz finden derzeit markante Landnutzungsänderungen statt. Infolge nachlassender landwirtschaftlicher Nutzung hat die Waldfläche während des letzten Jahrhunderts über einen Fünftel zugenommen, während der letzten zwanzig Jahre um 6 bis 8 Prozent pro Jahrzehnt. Im Alpenraum waren es sogar 15 Prozent³⁸. Die Wiederbewaldung wirkt sich nicht nur auf die Menge und die Art des C-Eintrags in den Boden aus, sondern hemmt auch den C-Abbau aufgrund eines kühleren Mikroklimas³⁹.

Mit Hilfe digitalisierter historischer Karten rekonstruierte das Team des NFP 68-Projekts WALDBÖDEN für 850 Standorte, von denen Bodendaten vorliegen, die historische Waldbedeckung der letzten 150 Jahre. Die Analyse ergab eine schwache negative Auswirkung des Waldalters auf die C-Speicherung im Boden (-10%; Abb. 15, S. 29). Andere Faktoren – vor allem die Temperatur, der Niederschlag (Abb. 16, S. 30 und Abb. 17, S. 31) und die Bodenchemie – beeinflussen den C-Vorrat stärker²⁰. Mögliche Ursache des unerwartet geringen Einflusses des Waldalters auf die C-Spei-

cherung ist die vormalige Nutzung der meisten Standorte als Grünland, an denen der C-Eintrag in den Boden durch Wurzeln höher ist als im Wald und auf Ackerflächen. Zudem wird im Grünland die natürliche Lagerung des Bodens nicht durch Bearbeitung gestört wie beim Ackerbau³⁶. Ein Aufforstungsversuch auf Alpweiden am Jaunpass (FR) zeigt ein ähnliches Bild wie der schweizweite Datensatz³⁹. Trotz der starken Zunahme der C-Menge in der pflanzlichen Biomasse durch Aufforstung gingen die C-Vorräte im Boden während der ersten 40 Jahre um einen Viertel zurück. Da sich eine organische Auflage ausbildete, nahmen die Vorräte anschliessend leicht zu. Im 120 Jahre alten Wald lag der obs-Vorrat auf dem gleichen Niveau wie im benachbarten Grünland³⁹. Die Ergebnisse der historischen Arbeit und der Fallstudie am Jaunpass stimmen mit Ergebnissen weltweiter Aufforstungsstudien überein³⁶. Die Bewaldung nach vormaliger Nutzung als Grünland, wie es in der Schweiz meistens der Fall ist, hat demnach nur geringe Auswirkungen auf den C-Vorrat im Boden. Demgegenüber nimmt bei vormaliger ackerbaulicher Nutzung der C-Vorrat langsam zu³⁶. Zu starken C-Verlusten im Boden kommt es jedoch bei Abholzung.

2.6 Klimawandel und organische Bodensubstanz

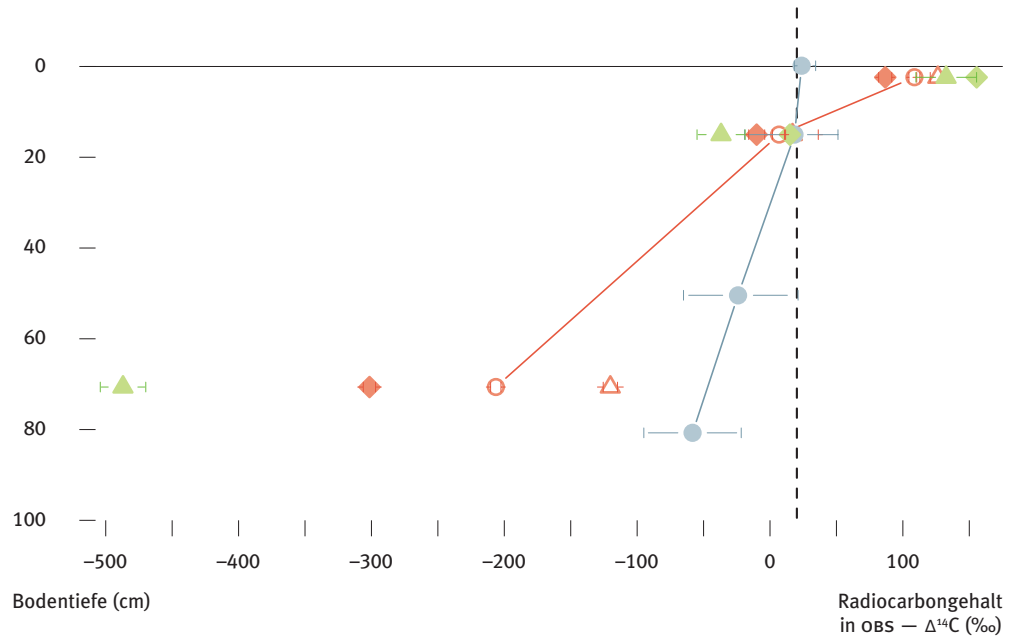
Der Klimawandel – höhere Temperaturen und häufigere Trockenheit – verändert verschiedene Komponenten des Kohlenstoffkreislaufs. Dabei wirken sich viele Prozesse auf die CO₂-Sequestrierung ausgleichend aus. Bei höheren Temperaturen nimmt der C-Eintrag, aber auch die CO₂-Freisetzung aus dem Boden, zu. Die Gesamteffekte sind daher eher gering, die Umsetzungsrate ist aber höher. Damit verbunden ist eine verstärkte Nährstofffreisetzung aus der obs.

Abbildung 11

Tiefenverteilung der ^{14}C -Gehalte in verschiedenen Komponenten der OBS eines Waldbodens bei Lausanne VD. $\Delta^{14}\text{C}$ -Werte, die über denjenigen der heutigen Atmosphäre liegen, stammen von den Atombombenversuchen in den 1950er- und 1960er-Jahren, die ^{14}C freisetzen, das anschliessend von Pflanzen aufgenommen und in die OBS eingebaut wurde. Im Oberboden besteht die OBS aus jahrzehntealtem C. Mit der Bodentiefe nimmt das ^{14}C -Alter zu, in rund 70 cm Tiefe weist es eine grosse Variation auf. Die ältesten C-Verbindungen sind etwa 8000 Jahre alt. Mineralassoziierte OBS ist deutlich älter als partikuläre OBS, was auf eine Stabilisierung durch Minerale oder Aggregate zurückzuführen ist.

NFP 68-Projekt ANFÄLLIGKEITS-INDIKATORE⁵.

- ◆ Mineralassoziierte OBS
- △ Partikuläre OBS
- DOC
- ◆ C16-C22-Fettsäuren
- ▲ C27-n-Alkane
- ^{14}C in Atmosphäre



Trockenheit führt über eine abnehmende Pflanzenproduktivität zu einem geringeren C-Vorrat. Experimente und Erhebungen entlang natürlicher Klimagradienten und Modelle lassen C-Verluste im zukünftigen Klima erwarten.

In der Schweiz hat die Jahresdurchschnittstemperatur seit 1961 um 0,37 °C pro Jahrzehnt zugenommen. Aufgrund der steigenden CO₂-Konzentration in der Atmosphäre wird ein weiterer Anstieg um 1,5 bis 5 °C in diesem Jahrhundert erwartet⁴⁰. Zudem ist mit einer zunehmenden Häufigkeit von Trockenheit und Starkregenereignissen zu rechnen. Dieser Wandel beeinflusst auch die OBS. In kalten und gemässigten Klimaten wird eine höhere Temperatur – wenn es nicht gleichzeitig trockener wird – das Pflanzenwachstum und damit auch den Streueintrag in Böden erhöhen (NFP 68-Projekt KOHLENSTOFFDYNAMIK). Eine Erwärmung regt aber auch den Humusabbau

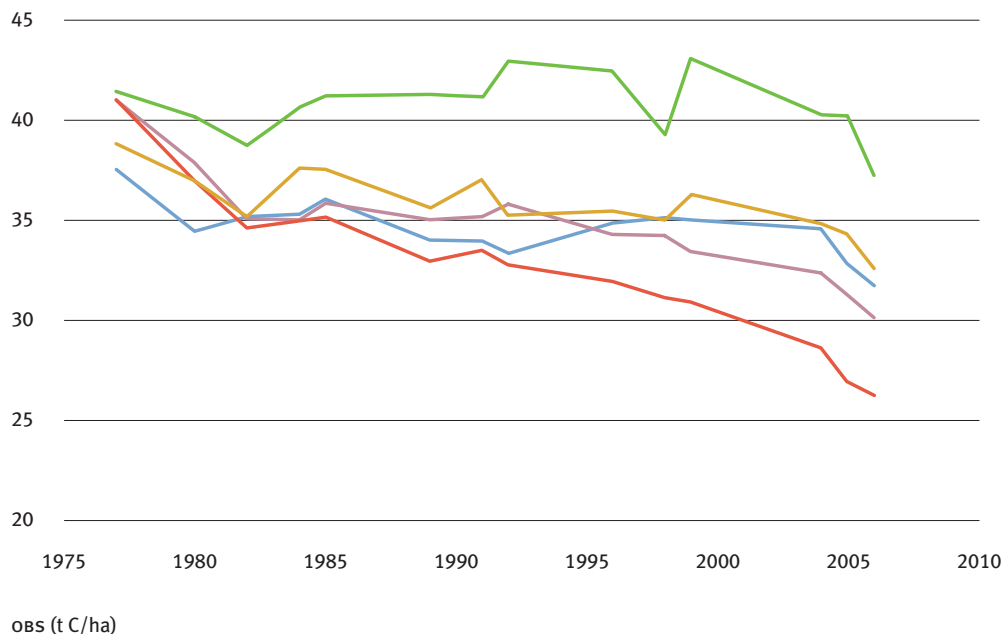
und damit die CO₂-Freisetzung aus Böden an^{41,42}. Welcher dieser beiden gegenläufigen Prozesse stärker von einer Erwärmung profitiert und in welche Richtung sich die Netto-CO₂-Bilanz verschiebt, ist wissenschaftlich umstritten⁴³. Langfristig passen sich die mikrobielle Lebensgemeinschaft und die Substratverfügbarkeit an veränderte klimatische Bedingungen an (Abb. 16, S. 30). Modellierungsarbeiten lassen gesamthaft C-Verluste erwarten, insbesondere bei einer Erwärmung unter vorherrschenden kühlen und feuchten Klimaverhältnissen^{44, 45}. Sie sind möglicherweise nur temporär⁴¹, eine erhöhte CO₂-Freisetzung aus Böden wirkt aber verstärkend auf die Klimaerwärmung.

Nebst der Temperatur ist die Wasserverfügbarkeit die wichtigste abiotische Steuergrösse der C-Dynamik im Boden. Bei Wassergehalten unter 15 Volumenprozenten nimmt die Aktivität von Mikroorganismen

Abbildung 12

Änderung des C-Vorrats im dok-Langzeitversuch Therwil BL: In Ackerböden, die zuvor als Grünland genutzt wurden, nehmen die C-Vorräte über mehrere Jahrzehnte ab. Biologische Bewirtschaftungssysteme mit organischer Düngung können diesen Rückgang nur abschwächen, erhöhen aber die C-Vorräte im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle (BIODYN: biodynamisch mit Mistkompost, BIOORG: bioorganisch mit Gülle und Mist, CONFYM: konventionell mit Gülle und Mist, CONMIN: konventionell mit Mineraldünger, NOFERT: ungedüngt)^{35,37}.

— BIODYN
— BIOORG
— CONFYM
— CONMIN
— NOFERT



stark ab. Bodentiere reagieren generell empfindlicher als Bakterien und Pilze⁴⁷. Sommertrockenheit schränkt bereits jetzt die C-Umsetzung in Schweizer Böden ein. Im inneralpinen Rhonetal im Wallis mit ausgeprägter Sommertrockenheit wurde in einem mehrjährigen, fortlaufenden Feldversuch in einem Föhrenwald die Trockenheitslimitierung durch Bewässerung experimentell aufgehoben. Die CO₂-Freisetzung aus den trockenen Böden ist 60 Prozent geringer als jene aus bewässerten Böden²⁷. Auch in Buchenwäldern des Schweizer Mittellands ist die mikrobielle Atmungsaktivität während trockener Sommer eingeschränkt⁴⁸.

Unklar ist, inwiefern die zurückgehende CO₂-Freisetzung aus dem Boden durch einen geringeren pflanzlichen C-Eintrag ausgeglichen wird (NFP 68-Projekt KOHLENSTOFFDYNAMIK). Dabei scheinen die Auswirkungen insbesondere von der Dauer

und Intensität der Trockenheit abzuhängen. Während einzelner Trockenphasen kommt es zu einer eingeschränkten CO₂-Aufnahme und CO₂-Freisetzung, die durch erhöhte Aktivitäten nach Wiederbefeuchtung zum grossen Teil wieder ausgeglichen werden⁴⁹. Bei wiederholter Trockenheit nimmt jedoch die Pflanzenproduktivität ab und die Artenzusammensetzung ändert sich, was auch den C-Eintrag in den Boden beeinflusst. Eine dreijährige experimentelle Trockenheit entlang eines Höhengradienten in Grasland reduzierte sowohl das Pflanzenwachstum als auch die CO₂-Flüsse aus dem Boden^{50,46}. Die Nettoeffekte im Boden konnten nach dieser kurzen Versuchsdauer aber nicht bestimmt werden. Im zehnjährigen Bewässerungsversuch im Walliser Föhrenwald ergaben sich nur geringe Auswirkungen auf die gesamten Vorräte an obs; allerdings änderte sich die Verteilung der obs²⁷. Durch die Bewässerung ging die or-

ganische Auflage verloren, wahrscheinlich als Folge einer erhöhten Regenwurmakktivität²⁸. Demgegenüber nahmen die obs-Gehalte im obersten Mineralboden zu. Die Ergebnisse lassen daher vermuten, dass bei Trockenheit über einen längeren Zeitraum ein niedrigerer C-Eintrag in den Mineralboden die gesamte C-Speicherung des Bodens reduzieren wird. Auch die mikrobielle Lebensgemeinschaft reagierte auf die natürlicherweise trockenen Verhältnisse beziehungsweise die Bewässerung im trockenen Föhrenwald. Diese Befunde bedeuten, dass die jährliche Trockenheit im Rhonetal den C-Kreislauf im Boden verlangsamt.

Der im NFP 68-Projekt WALDBÖDEN schweizweit gemessene C stützt die Schlussfolgerung des mehrjährigen Bewässerungsversuchs. Im statistischen Modell, das die steuernden Faktoren des obs-Vorrats im

Boden ermittelt, ist der Niederschlag ein wichtiger Faktor, obwohl die Bodenchemie einen dominierenden Einfluss ausübt²⁰. Der Vorrat an obs im Waldboden nimmt mit zunehmenden Jahresniederschlägen zu. Lineare Regressionen mit Daten von etwa tausend Bodenprofilen zeigen, dass der C-Vorrat um 6 Tonnen C/ha pro 100 Millimeter Niederschlag zunimmt. Übertragen auf die zu erwartende Zunahme an Trockenphasen bedeutet dies, dass mit einer abnehmenden C-Speicherung zu rechnen ist.

obs-Verluste als Folge des Klimawandels?

Experimentelle Bodenerwärmung, Modellierungsarbeiten und Messungen entlang natürlicher Klimagradients legen alle den Schluss nahe, dass der C-Vorrat bei zunehmenden Temperaturen und geringeren Niederschlägen abnehmen wird (Tab. 1, S. 32). Gemäss einer Studie in den bayri-

NFP 68-Projekt KOHLENSTOFFEINTRAG

Wie beeinflussen Pflanzenzüchtung und Bewirtschaftungsform den C-Eintrag in den Boden?

Die Wurzeln der Kulturpflanzen sind von zentraler Bedeutung für die Bildung von OBS. Das Projektteam untersuchte, wie viel C in verschiedenen Schweizer Ackerkulturen durch die Wurzeln in den Boden gelangt. Gleichzeitig ermittelte das Projekt den Einfluss verschiedener Bewirtschaftungssysteme (Bewirtschaftungsform und -intensität sowie verschiedene Pflanzenarten und -sorten).

In einem Gewächshausversuch baute das Team Weizensorten, die in den letzten hundert Jahren gezüchtet wurden, unter gleichen Bedingungen an. Das Erscheinungsbild von Kulturpflanzen hat sich aufgrund des Züchtungsverlaufs deutlich verändert. Die in jüngster Zeit eingesetzten Weizenvarietäten sind zwar ertragreicher, wurzeln aber deutlich flacher (Abb. 13). Reichen die Wurzeln hundert Jahre alter Varietäten bis in Tiefen von 120 Zentimetern, wachsen diejenigen jüngster Züchtungen nur bis zu 40 Zentimeter tief. Die jüngeren Weizensorten verfügen jedoch über die Fähigkeit, bei Trockenstress ein tieferes Wurzelsystem auszubilden. Trotz des generell negativen Trends bezüglich der Wurzeltiefe wurde die Wurzelbiomasse im Oberboden durch die Züchtung nicht negativ beeinflusst. Im Vergleich zur Sprossbiomasse wurde deren relativer Anteil sogar erhöht.

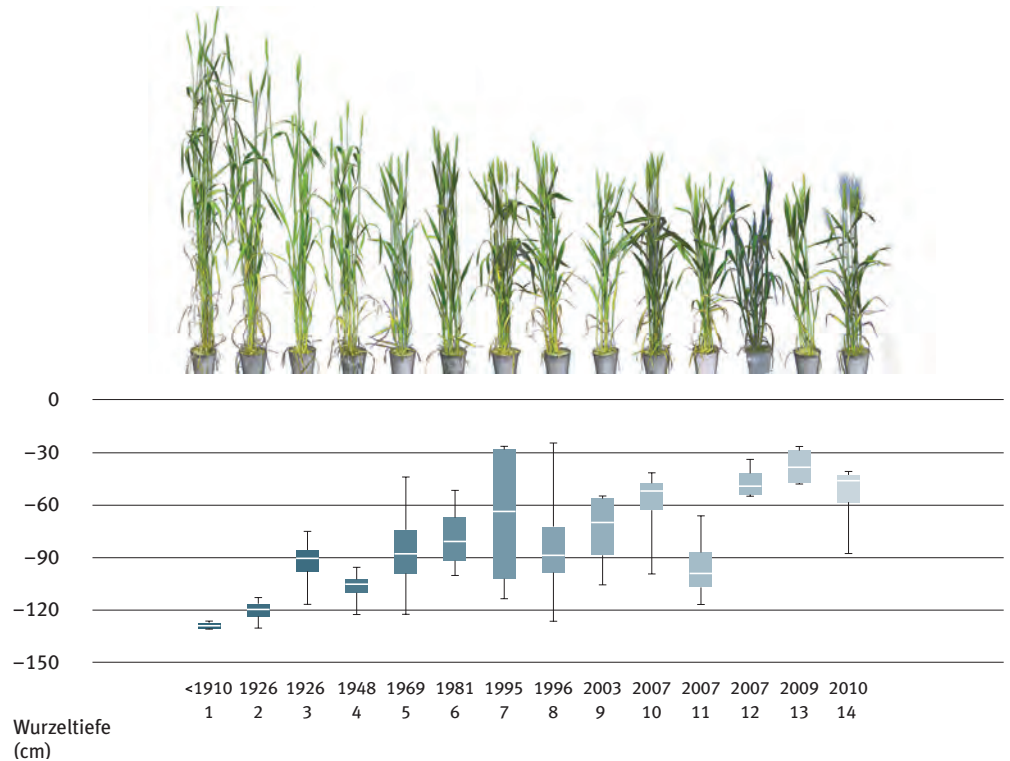
In einem weiteren Versuch wurden Maispflanzen in transparenten Plastikkammern kultiviert und das aufgenommene CO₂ wurde im System «Pflanze/ Boden» verfolgt. Die Bewirtschaftungsintensität wirkte sich dabei nicht auf die Menge des eingetragenen C in den Boden aus. Allerdings nahm mit zunehmender Düngung das Verhältnis von unter- zu oberirdischem C von etwa 35 auf 20 Prozent ab (Abb. 14, S. 28). Trotz zunehmender Produktivität hat deshalb die eingetragene Menge C im Boden nicht zugenommen.

Abbildung 13

Veränderung der Wurzeltiefe von Weizenvarietäten über das letzte Jahrhundert. Durch Züchtung hat die Wurzeltiefe von Weizenvarietäten über das letzte Jahrhundert abgenommen.

NFP 68-Projekt KOHLENSTOFFEINTRAG;
Foto: Andreas Hund, ETH Zürich.

- 1 Plantahof
- 2 Mont-Calme 245
- 3 Mont-Calme 268
- 4 Probus
- 5 Zenith
- 6 Arina
- 7 Runal
- 8 Titlis
- 9 Zinal
- 10 Forel
- 11 CH Claro
- 12 CH Combin
- 13 Suretta
- 14 Simano



schen Alpen mit einer wiederholten Inventur der C-Vorräte in den 1980er-Jahren und im Jahr 2011 ist bereits in den letzten Jahrzehnten C verloren gegangen⁵¹. In den obersten 30 Zentimetern von Waldböden nahm der C-Vorrat um 0,4 bis 0,9 Tonnen C/ha/a oder um 14 Prozent ab – Raten im Bereich der ermittelten C-Senke in der Biomasse der Schweizer Wälder⁷⁴. Modellierungen der C-Bilanz von Schweizer Wäldern in einem zukünftigen Klima, die als Folge von Erwärmung und abnehmenden Niederschlägen die sich ändernde pflanzliche Produktion und Zersetzungsraten berücksichtigen, lassen einen Rückgang der C-Vorräte erwarten⁵². Allerdings werden dabei, wie in den meisten C-Modellen, Stabilisierungsprozesse im Boden nicht berücksichtigt.

Neben dem Vorrat wird sich wahrscheinlich auch die Qualität der obs ändern. Im Waldboden geht der Vorrat in der organischen Auflage mit abnehmender Höhenlage stärker zurück als im darunterliegenden Mineralboden (Abb. 17, S. 31). Auch in Schweizer Grünlandböden nimmt der Anteil an partikulärem C mit wärmeren Klimaverhältnissen ab. Das Gleiche gilt für die Umsetzungsraten²¹.

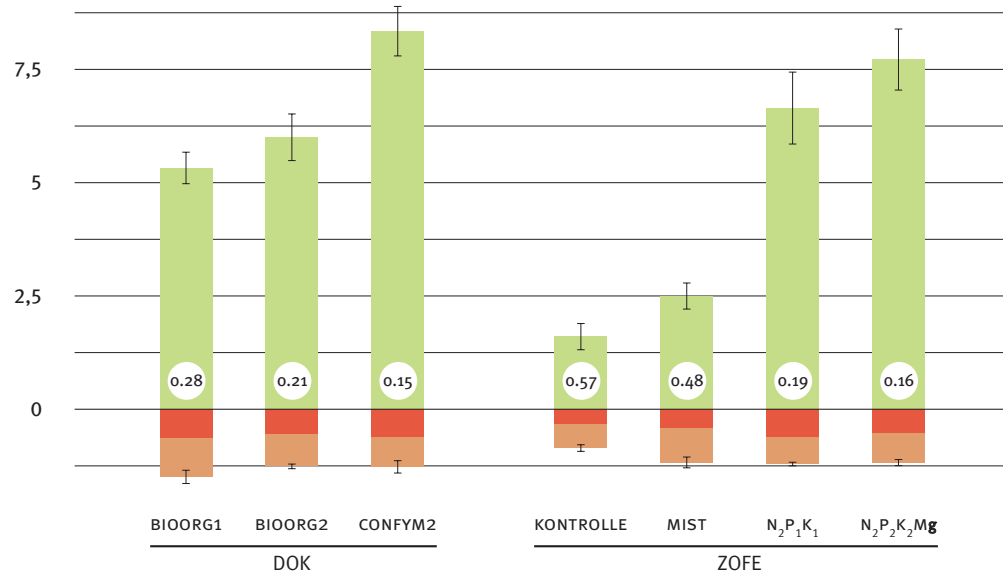
Als Folge des Klimawandels werden vermehrt Stürme und Waldbrände erwartet⁴⁰. Beides führt zu Verlusten von obs, und zwar in erster Linie aus der organischen Auflage. Vergleichende Bodeninventuren zeigten, dass während 25 Jahren nach dem Sturm Vivian etwa 25 Tonnen C/ha aus inneralpinen Waldböden mit mächtigen orga-

Abbildung 14

Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf den C-Eintrag in den Wurzelraum. In den Langzeitversuchen DOK und ZOFE wirkte sich die Bewirtschaftungsintensität nicht auf die Menge des C-Eintrags in den Wurzelraum von Mais aus. Düngung reduziert jedoch den Anteil des unterirdischen C im Verhältnis zum oberirdischen (vgl. Werte in der Abbildung). Die C-Verteilung zwischen den Biomassekompartimenten wurde mit einem ¹³C-Pulslabeling-Versuch bestimmt. Sie widerspiegelt den Verbleib frischer Assimilate in Maispflanzen (BIOORG1: organische Düngung entsprechend 0,7 Grossvieheinheiten [GVE]/ha; BIOORG2: organische Düngung entsprechend 1,4 GVE/ha; CONFYM2: organische und mineralische Düngung entsprechend 1,4 GVE; KONTROLLE: ungedüngt; MIST: organisch gedüngt; N₂P₁K₁: niedrige P- und K-Düngung; N₂P₂K₂Mg: hohe N-, P- und K-Düngung mit Mg).

NFP 68-Projekt KOHLENSTOFFEINTRAG.

- oberirdische Biomasse
- Wurzel
- Wurzelausscheidung



C-Verteilung (t C/ha)

nischen Auflagen verloren gingen²⁴. Demgegenüber waren die C-Verluste nach dem Sturm Lothar auf Mittellandböden mit dünnen organischen Mullaufgaben viel geringer (-4 t C/ha in 10 Jahren).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das Klima eine Vielzahl von Faktoren ändert, die miteinander in Wechselwirkung stehen. Die Mehrzahl der Studien mit verschiedenen Ansätzen – Experimente, natürliche Gradienten sowie Modelle – lassen jedoch C-Verluste in einem wärmeren und trockeneren Klima erwarten. Diese werden von den Standort- und Bodenverhältnissen abhängen.

2.7 Hotspot Moorböden

Moorböden zeichnen sich durch einen hohen Gehalt an obs in Form von Torf aus, der sich unter wassergesättigten Bedingungen bildet und sich über Tausende von

Jahren anreicherte. Die Trockenlegung dieser organischen Böden für den Torfabbau und die Land- oder Waldwirtschaft durch Drainage führt zur Oxidation beziehungsweise zum Schwund der obs und damit zu Torfverlust. Dabei werden grosse Mengen CO₂ und Lachgas (N₂O) in die Atmosphäre freigesetzt. In der Schweiz hat die Moorfläche seit 1850 um 80 Prozent abgenommen. Die jährlichen Emissionsraten aus Torfböden (766 000 Tonnen CO₂-Äquivalente/a) entsprechen etwa 14 Prozent der jährlichen Treibhausgasemissionen der Schweiz aus dem Landwirtschaftssektor gemäss Schweizer Treibhausgasinventar. Würde die Entwässerung eingestellt, liessen sich grosse CO₂-Verluste aus diesen Böden verhindern. Allerdings handelt es sich bei den drainierten Flächen um die produktivsten Standorte, sodass sich daraus ein Nutzungskonflikt mit der Landwirtschaft ergibt. Wirtschaftlich interessante alterna-

tive Nutzungen bei Wiedervernässung existieren derzeit nicht. Das NFP 68-Projekt MOORBÖDEN zeigt, dass eine nachhaltige – und damit auch ökonomisch interessante –, intensive Bewirtschaftung von Moorböden, die gleichzeitig deren Kapazität als Kohlenstoffspeicher bewahrt, nach derzeitigem Wissensstand nicht möglich ist.

Moore haben sich in der Schweiz seit der letzten Eiszeit gebildet. In ihnen wandeln sich Torfmoose unter Sauerstoffabschluss in Torf um. Hochmoore speisen sich durch Regenwasser, während Niedermoore (Flachmoore) durch Grundwasserstau entstehen. Die Entwässerung der Moore zur land- und forstwirtschaftlichen Nutzung sowie für den Abbau von Torf als Brennstoff setzte in vielen Ländern Europas im 18. Jahrhundert ein. Anhand historischer Karten (Dufour- und Siegfriedkarte), alter Flurnamen und verschiedener Inventare (Bodenkarten, Mooringenture)

lässt sich die Flächenabnahme rekonstruieren⁵³. Seit 1850 hat die Moorfläche demnach um 107 000 Hektaren oder um 80 Prozent abgenommen⁵³. Aus der gleichzeitig abnehmenden Torfmächtigkeit, dem Torfchwund, ergibt sich die Veränderung des C-Vorrats (Abb. 7, S. 19). Er nahm von 203 Millionen Tonnen C im Jahre 1850 auf heute etwa 30 Millionen Tonnen C ab⁵³. Dieser Verlust trägt nicht nur erheblich zur schlechten CO₂-Bilanz der Landwirtschaft bei, sondern führt auch zu Gewässereutrophierung, Geländesackung und Bodenerosion (Tab. 2, S. 34).

Auch der Klimawandel mit höheren Temperaturen und voraussichtlich längeren Trockenphasen wird wohl zu einem erhöhten Abbau organischer Substanz führen⁵⁵. In Schweizer Mooren verstärkt sich der Torfchwund durch die Ausbreitung von Gefässpflanzen, wie zum Beispiel Ericaen, auf Kosten der Torfmoose⁵⁶. Zwerg-

Abbildung 15

Der Einfluss von Waldtyp und Waldalter auf den C-Vorrat in Schweizer Waldböden. Der obs-Vorrat ist in Nadelwäldern höher als in Laubwäldern, da Nadelwälder mehr OBS in der organischen Auflage speichern. Mit dem Waldalter nimmt die obs geringfügig ab. Dies ist zum grossen Teil darauf zurückzuführen, dass die jungen Wälder im Durchschnitt etwa 200 Meter höher liegen als die alten Wälder, was aufgrund des dort herrschenden kühleren und feuchteren Klimas mit einem grösseren obs-Vorrat verbunden ist²⁰.

NFP 68-Projekt WALDBÖDEN.

organische Auflage



Mineralboden

Waldalter (Jahre)

□ < 60

■ 60–120

■ > 120

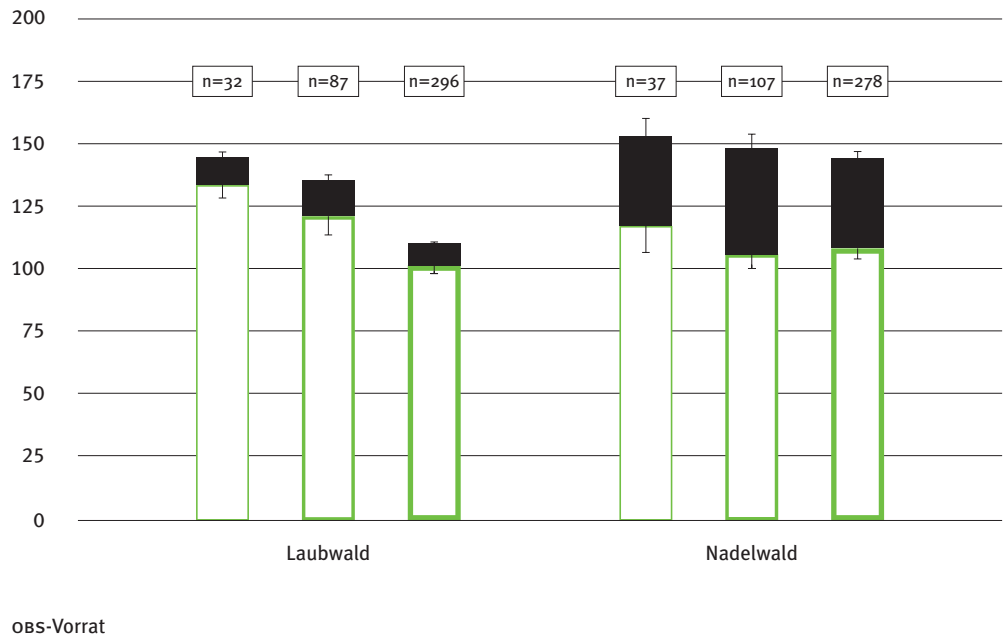
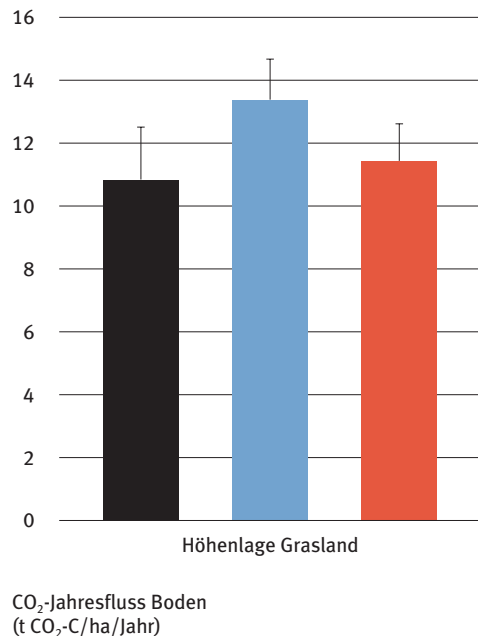
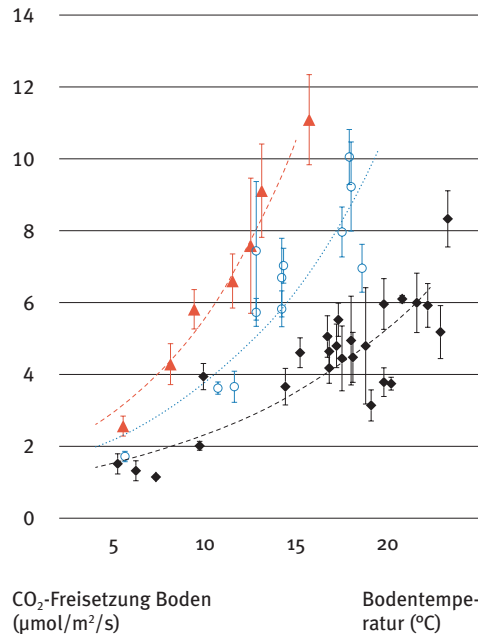


Abbildung 16

CO₂-Freisetzung aus Böden in Abhängigkeit der Höhenlage. Die Temperatur steuert bei ausreichenden Niederschlägen die CO₂-Freisetzung aus Böden (sogenannte «Bodenatmung»). Die Messung der Bodenatmung in Schweizer Graslandböden entlang eines Höhengradienten zeigt jedoch, dass tief gelegene Standorte bei gleichen Bodentemperaturen weniger CO₂ freisetzen als höher gelegene Standorte mit einem standortsbedingt kühleren Klima⁴⁶. Dieses Phänomen kann als Klimaanpassung interpretiert werden. Bei langfristig höheren Temperaturen haben die Böden niedrigere obs-Gehalte. Daher haben die Mikroorganismen weniger Substrat zur Verfügung und die CO₂-Jahresflüsse sind nicht höher als diejenigen kühlerer Standorte (Grafik unten).⁴⁷

Höhenlage
 ■ 400 m
 ■ 1000 m
 ■ 2000 m



sträucher verbrauchen mehr Wasser, wodurch die Moorböden noch mehr austrocknen. Zudem geben sie Bodenenzyme ab, die organische Substanz abbauen.

2.8 Zwischenfazit: Erhaltung der organischen Bodensubstanz

Die obs spielt eine Schlüsselrolle für viele Bodenfunktionen; sie ist daher ein integrierender Indikator für die Bodenqualität. Für Schweizer Landwirtschaftsböden können bei der derzeitigen Datengrundlage keine Grenzwerte für einen geeigneten obs-Gehalt festgesetzt werden. Diese müssen standortspezifisch sein, da die durchschnittlichen C-Gehalte mit der Höhenlage und den Tongehalten zunehmen⁵⁹. Wiederholte Messungen der obs bieten aber sicherlich eine Möglichkeit, die nachhaltige Bewirtschaftung zu quantifizieren. Die Ermittlung standorttypischer obs-Gehalte im Rahmen einer umfangreichen Bodeninventur könnte langfristig zur praktischen Orientierung und als Beratungsinstrument in der Landwirtschaft herangezogen werden⁵⁹.

Langzeitversuche zeigen, dass der C-Vorrat in Schweizer Ackerböden abnimmt, unter anderem weil Ackerflächen vormals als Grünland genutzt wurden. Zudem kann die Entwässerung von Ackerböden für die Verluste eine Rolle spielen. Besonders drastisch ist der Verlust an obs in Moorböden, wo 80 Prozent des C-Vorrats in den letzten 150 Jahren verloren gingen. Demgegenüber wirkt sich die fortschreitende Waldzunahme nur geringfügig auf die C-Speicherung aus, verändert aber die Zusammensetzung der obs. Quantitativ unsicher ist, wie sich die Ausdehnung der Siedlungsfläche auf die obs auswirkt, da sie gestört und umgelagert wird. Es ist aber mit erheblichen Verlusten zu rechnen (Tab. 2). Der Klimawandel führt sehr

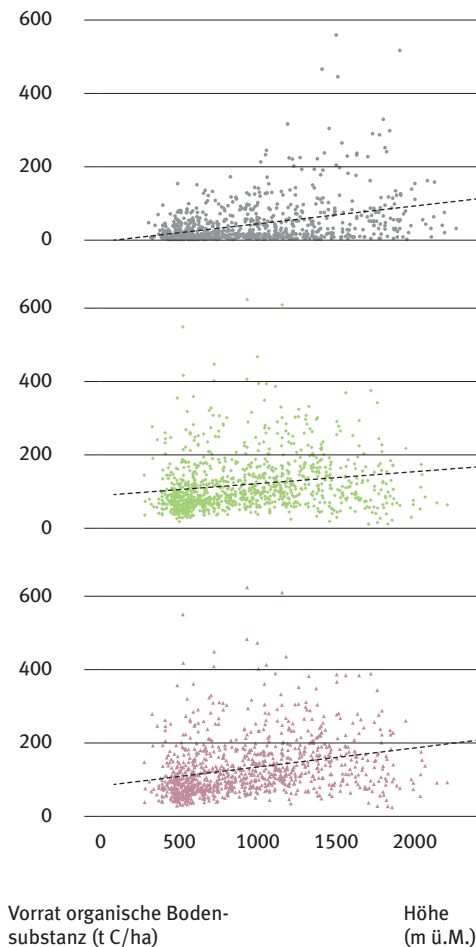
Abbildung 17

obs-Vorrat in Schweizer Waldböden in Abhängigkeit der Höhenlage. Der obs-Vorrat nimmt in Waldböden mit der Höhe zu, insbesondere in der organischen Auflage. Über 1000 Höhenmeter verdoppelt er sich. Hauptgrund hierfür sind die kühleren Temperaturen, höhere Niederschlagsmengen und damit verbunden ein höherer Anteil an Nadelhölzern. Die Vielzahl an beeinflussenden Faktoren erklärt die grosse Streuung der Daten. Die Höhenlage beziehungsweise das Klima ist aber ein hochsignifikanter Faktor²⁰.

NFP 68-Projekt WALDBÖDEN.

- organische Auflage
r = 0,36*** — n = 1012
- Mineralboden
r = 0,17*** — n = 1012
- Gesamtboden
r = 0,26*** — n = 1012

*** p-Wert > 0,001



wahrscheinlich zu einer abnehmenden C-Speicherung; zunehmende Temperaturen und Trockenheit sind mit einem niedrigeren C-Vorrat und einer veränderten obs-Qualität verbunden. Die mengenmässige Bedeutung und die Rate des C-Verlustes sind jedoch standortspezifisch und mit grosser Unsicherheit behaftet.

Mit welchen Massnahmen lassen sich die C-Verluste reduzieren? Generell gilt, dass sich die obs, vor allem der stabile Anteil, der sogenannte «Humus», über sehr lange

Zeiträume – Jahrtausende – aufbaut, aber bei drastischer Veränderung der Umweltverhältnisse, zum Beispiel durch die Entwässerung von Moorböden, schnell verloren gehen kann. Das primäre Ziel sollte daher die Erhaltung des jetzigen, im Vergleich zu anderen europäischen Ländern hohen C-Vorrats sein. Eine Beendigung der Entwässerung von Mooren führt zu einem Nutzungskonflikt mit der landwirtschaftlichen Produktion. Es ist aber fragwürdig, wie lange die derzeitige Bewirtschaftung von Moorböden noch aufrechterhalten werden kann.

Hinsichtlich der ackerbaulichen Nutzung können Bewirtschaftungsmethoden die bisherigen C-Verluste nur vermindern, nicht aber ausgleichen. Der in Langzeitversuchen nachgewiesene enge Zusammenhang zwischen C-Eintrag und C-Vorrat in Ackerböden legt den Schluss nahe, dass organische Düngung (z.B. Rückführung von Ernterückständen und Kompost) eine Möglichkeit darstellt, den C-Vorrat im Vergleich zu Kontrollflächen zu erhöhen. Dies ist kostengünstig durch die betrieblich enge Verzahnung von Pflanzenbau und Tierhaltung zu erreichen, wie sie in der Schweiz häufig praktiziert wird. Durch den Anbau von tiefwurzelnden, mehrjährigen Futterleguminosen (Kunstwiese), von Gründünger und die Rückführung von organischer Substanz in Form von Hofdünger kann die Humuszehrung einjähriger Marktfrüchte sogar überkompensiert werden¹⁷². Zudem sorgen reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaat in Kombination mit Grünbrachen zwischen den Hauptkulturen für Boden- und Ressourcenschutz. Ihr Beitrag zum Humusaufbau ist jedoch als gering einzustufen. Innovative Konzepte wie die Integration von Agroforstelementen, gegebenenfalls in Kombination mit Pflanzenkohle im Sinne einer Kaskadennutzung von Ressourcen, gilt es weiter auszubauen.

Tabelle 1

Potenzielle Auswirkungen des Klima- und Landnutzungswandels auf den C-Vorrat. Kontrollierte Experimente, Studien entlang natürlicher Klimagradienten und Modellierungsarbeiten lassen OBS-Verluste bei zunehmenden Temperaturen und abnehmenden Niederschlägen erwarten.

	Änderung pro Fläche	Extrapolation auf die Schweiz	Kommentar	Referenzen
1 Höhengradient Waldboden, 1000 Standorte; +4 °C, -33% Niederschlag	-27,7 t C/ha	-35 400 kt C	Zeitraum unbekannt; Gleichgewicht mit Klima hat sich über Jahrhunderte entwickelt	NFP 68-Projekt WALDBÖDEN, ⁴²
2 Höhengradient Landwirtschaft, 1800 Standorte Acker + Grasland in Bayern; +4 °C, -33% Niederschlag	-38,8 t C/ha	-57 400 kt C	Zeitraum unbekannt; Gleichgewicht mit Klima hat sich über Jahrhunderte entwickelt	⁵⁹
3 Experimentelle Erwärmung +4 °C	pro Jahr: -1 t C/ha/a		Langfristigkeit unbekannt; Fallstudien	^{167, 168}
4 Modellierung für Waldboden; +6,1 °C, -30% Niederschlag	in 100 Jahren: -45,5 t C/ha	in 100 Jahren: -57 600 kt C	Erwarteter Rückgang des Waldwachstums in tiefen Lagen, aber Zunahme gegen die Waldgrenze	⁵²
Potenzielle Änderungen organische Düngung				
Langzeitversuche organische Düngung (bok, Reckenholz)	pro Jahr: 0,2 bis 0,3 tC/ha/a	pro Jahr: 90 bis 130 kt C/a	Vermag Verluste bei Ackerbau zu vermindern	^{33, 37}

NFP 68-Projekt KOHLENSTOFFDYNAMIK

Welche Böden reagieren am empfindlichsten auf den Klimawandel?

Das Projektteam beprobte in der gesamten Schweiz 54 Waldbodenstandorte entlang eines systematischen Temperatur- und Trockenheitsgradienten mit unterschiedlichen bodenchemischen Eigenschaften. Die CO₂-Freisetzung, die bei unterschiedlichen Temperaturen und unterschiedlichem Radio karbonalter (vgl. NFP 68-Projekt ANFÄLLIGKEITSINDIKATOREN) gemessen wurde, zeigt eine grosse Empfindlichkeit für CO₂-Verluste bei Böden in feuchtem Klima und in Böden der Südalpen und des Juras. Insgesamt zeigten Bodeneigenschaften einen grösseren Einfluss auf die Abbaubarkeit der OBS als die klimatischen Verhältnisse der Standorte. In grossräumige Modellierungsarbeiten sollten daher auch die bodenchemischen und physikalischen Eigenschaften einfließen.

Das Team untersuchte zudem Modellökosysteme mit jungen Pappeln auf zwei verschiedenen Böden, die dem zu erwartenden Klima im Jahr 2070 – CO₂-Gehalt der Atmosphäre 570 ppm, 4 °C höhere Temperatur und 18 Prozent mehr Niederschlag – ausgesetzt wurden. Der Einsatz stabiler Isotope ermöglichte, die Verteilung aufgenommenen Kohlenstoffs im System «Pflanze - Boden» zu verfolgen. Unter künftigen Klimaverhältnissen haben die Pflanzen mehr CO₂ aufgenommen (+65%) und in die Biomasse eingebaut (+28%), der Boden hat aber auch mehr CO₂ abgegeben (+39%). Diese gesteigerte Abgabe stammte zur Hälfte aus einer verstärkten Wurzelatmung (Abb. 18).

Das künftige Klima stimuliert demnach insbesondere die Aktivität der Pflanzen. Dies verstärkt die CO₂-Emissionen und die mikrobielle Aktivität im Boden, die den Effekt des Klimawandels auf die pflanzliche CO₂-Aufnahme potenziell zu kompensieren vermag.

Abbildung 18

C-Freisetzung von Modellökosystemen unter künftigen klimatischen Bedingungen. Modellökosysteme, in denen junge Pappeln auf zwei unterschiedlichen Böden – Tallage (Malans) beziehungsweise Berglage (Berg) – künftigen klimatischen Verhältnissen ausgesetzt wurden. Bei höheren Temperaturen stieg die C-Umsetzung, die Reaktion hing jedoch vom Bodentyp ab.

NFP 68-Projekt KOHLENSTOFFDYNAMIK.

- aktuell
- zukünftig

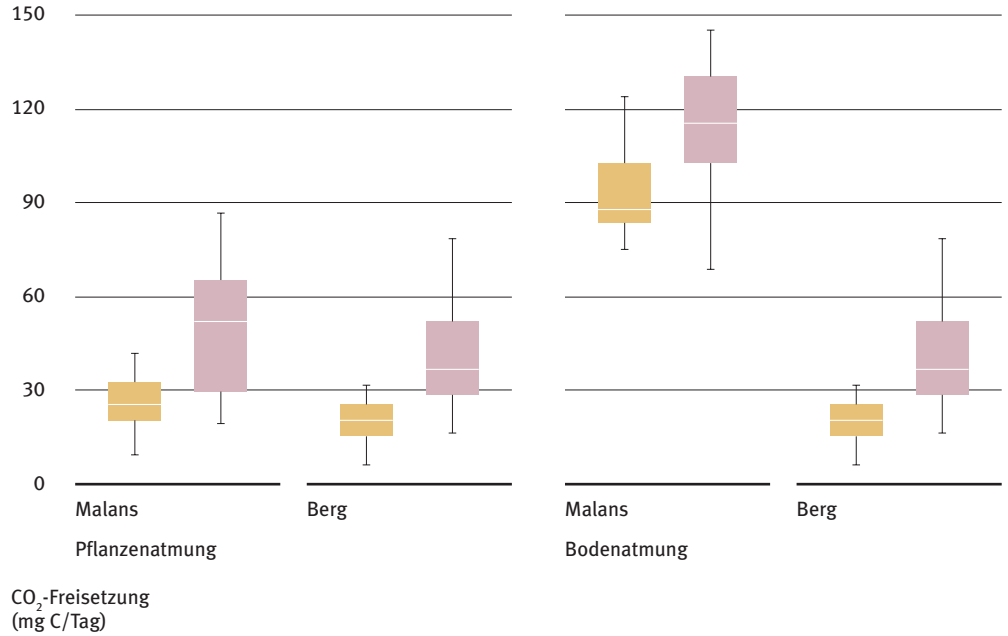


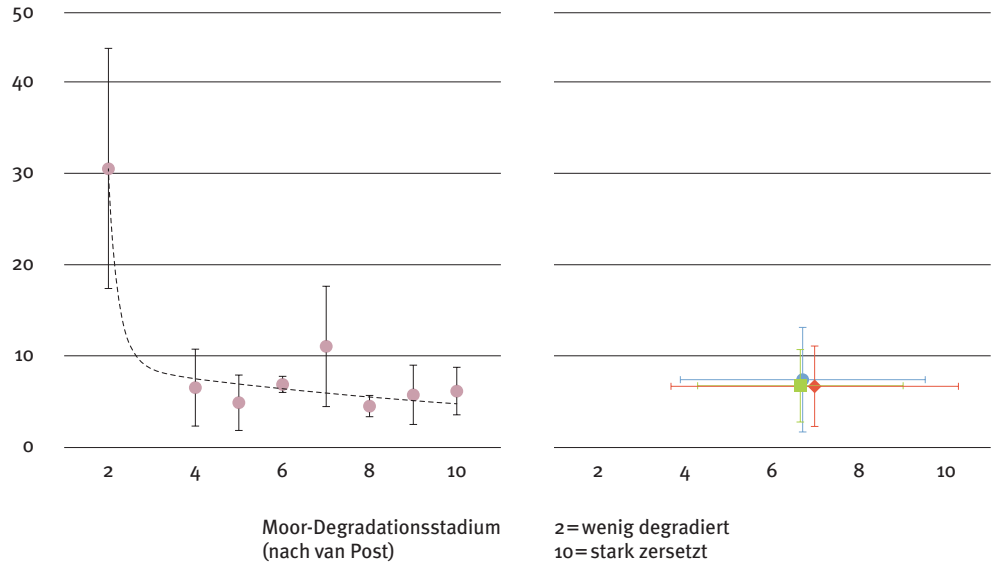
Abbildung 19

obs-Abbau von organischen Böden (0–100 cm) während eines einjährigen Laborversuches in Abhängigkeit des Moor-Degradationsstadiums, das wiederum mit zunehmender Drainage zunimmt (links). Im Vergleich zur Trockenlegung hat die Art der Landnutzung nur geringe Auswirkungen auf die Abbaubarkeit der obs (rechts).

NFP 68-Projekt MOORBÖDEN⁵⁷.

- Alle Landnutzungstypen (n = 247)
- Grasland (n = 125)
- Acker (n = 74)
- Wald (n = 57)

Abbaubarkeit der organischen Substanz pro Jahr (% des Gesamt-C)



NFP 68-Projekt

MOORBÖDEN

Welche land- oder forstwirtschaftliche Nutzung von Moorböden kann die CO₂-Emissionen aus Moorböden verringern?

Die Untersuchung der CO₂-Freisetzung aus Moorböden zeigt, dass das Stadium der Moordegradation die obs-Abbaubarkeit am stärksten beeinflusst. Der Landnutzungstyp hatte nur untergeordnete Auswirkung (Abb. 19, S. 33): Die Abbaubarkeit des Torfes unter Wald und Grasland war etwas höher als unter Acker⁵⁷. Bisher extensiv bewirtschaftete organische Böden enthalten noch grössere Mengen an labilem C und verfügen somit über ein hohes Freisetzungspotenzial für Treibhausgase, sobald sie intensiv bewirtschaftet werden.

Leicht verfügbarer C hat keine Auswirkungen auf den Abbau der obs des alten Moorbodens. Hingegen wird die jüngere obs, die aus der Zeit nach der Moordrainage stammt, verstärkt abgebaut⁵⁷. In stark degradierten Moorböden kann die Zugabe von Pflanzenrückständen den weiteren Abbau der alten obs allerdings verringern⁶⁹.

Ein Feldversuch auf einem Moorboden mit zwanzigjährigem Miscanthus-Anbau zeigte, dass sich mit dieser Bewirtschaftung nur 30 Prozent des Verlustes an altem C aus dem Moorboden durch Drainage ausgleichen liessen. Das aus dem Moorboden freigesetzte CO₂ war immer noch von der alten obs des Moores dominiert, das Moor daher eine CO₂-Quelle geblieben⁵⁸. Eine nachhaltige intensive Bewirtschaftung von Moorböden, die gleichzeitig deren Kapazität als C-Speicher bewahrt, erscheint nach derzeitigem Wissensstand nicht möglich.

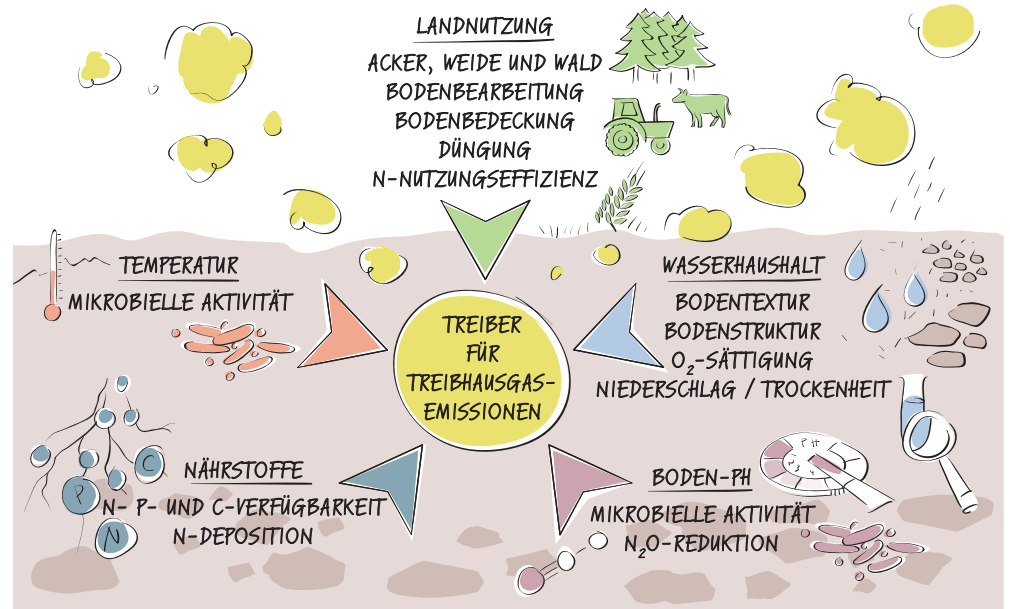
Tabelle 2

Abschätzung der C-Bilanz von Schweizer Böden. Abnahmen des C-Vorrats auf Ackerflächen stehen geringe Zunahmen im Wald gegenüber. Auch wenn Moorböden nur einen Flächenanteil von weniger als 1 Prozent der Landesfläche ausmachen, sind sie für die grössten Verluste verantwortlich.

	Kohlenstoffsequestrierung im Boden		Kommentar	Referenzen
	Änderung pro Fläche	Extrapolation auf die Schweiz		
1 NABO (Standorte: 17 Grasland, 29 Acker, 23 Wald)	nicht signifikant	nicht signifikant	wenig Standorte, nur Oberboden	³⁰
2 Langzeitversuche Ackerbau Acker + Grasland	-0,22 bis -0,34 kt C/ha/a	-101 bis -156 kt C/ha/a	Extrapoliert auf Ackerflächen, wenig Standorte, Repräsentativität der Bodenbearbeitung fraglich	^{33,37}
3 Drainierte Moorböden	-9,5 t C/ha/a	-209 kt C/a	Solide Abschätzung aus Flächenverlust und Humus-schwund	^{53,57} NFP 68-Projekt MOORBÖDEN
4 Deutsche Waldbodeninventur 1990 und 2007 auf 1800 Flächen	+0,41 t C/ha/a	+525 kt C/a	Übertragung auf Schweizer Wald unsicher	¹⁶⁶
5 Modellierung im Wald mit YASSO07	+0,001 t C/ha/a	+1,3 kt C/a	Modell berücksichtigt keine Stabilisierungsprozesse	⁷⁴
6 Ausdehnung Siedlungsfläche		-45 bis -90 kt C/a	Annahme: 25–50% obs-Verlust auf neuer Siedlungsfläche	Siedlungsfläche: Arealstatistik; C-Verlust: eigene Abschätzung
zum Vergleich				
Treibhausgasemissionen Schweiz (CO ₂ eq; 2014)			-13 256 kt C/a	⁷⁴

Abbildung 20
Wichtige Faktoren der Treibhausgasbildung im Boden. Der Verfügbarkeit von Nährstoffen und der Form der Landnutzung kommt dabei besondere Bedeutung zu.

Illustration: Nadja Stadelmann



Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) stellen die wichtigsten Treibhausgase dar, die vom Boden emittiert werden. Sie entstehen bei mikrobiellen Umsetzungsprozessen von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen im Boden. Die wichtigsten Einflussgrößen sind die Substratverfügbarkeit, der Wasserhaushalt und die Bodeneigenschaften. Vor allem die Regulierung des Bodenwasserhaushalts und die Düngung können die Aufnahme und die Emissionen von Treibhausgasen beeinflussen. Eine angepasste Bewirtschaftung der Ressource Boden zählt zu den wichtigsten Werkzeugen, um die Treibhausgasemissionen aus Böden zu mindern (Abb. 20).

3.1 Treibhausgase und deren Treiber

3.1.1 Einfluss der Landnutzung auf Treibhausgasemissionen aus dem Boden

Die Form der Landnutzung – Wald, Weide oder Ackerland – beeinflusst die Funktion des Bodens als Treibhausgasquelle oder -senke. Während vor allem Böden unter intensiver ackerbaulicher Nutzung und insbesondere bei entwässerten Moorböden eine negative C-Bilanz aufweisen, sind Weide- und Waldböden eine kleine C-Senke (Tab. 2). Da der C-Vorrat von Wald- und Weideböden ähnlich hoch ist, hat die Zunahme der Waldflächen auf Kosten des Grünlands wahrscheinlich nur geringe Auswirkungen auf die C-Bilanz von Böden. Allerdings konnte nach der Umwandlung von Weide zu Wald am Jaunpass (FR) eine zwei- bis dreifach erhöhte CH_4 -Aufnahme beobachtet werden⁶⁰. Eine mögliche Ursache dafür könnte eine verbesserte Bodendurchlüftung

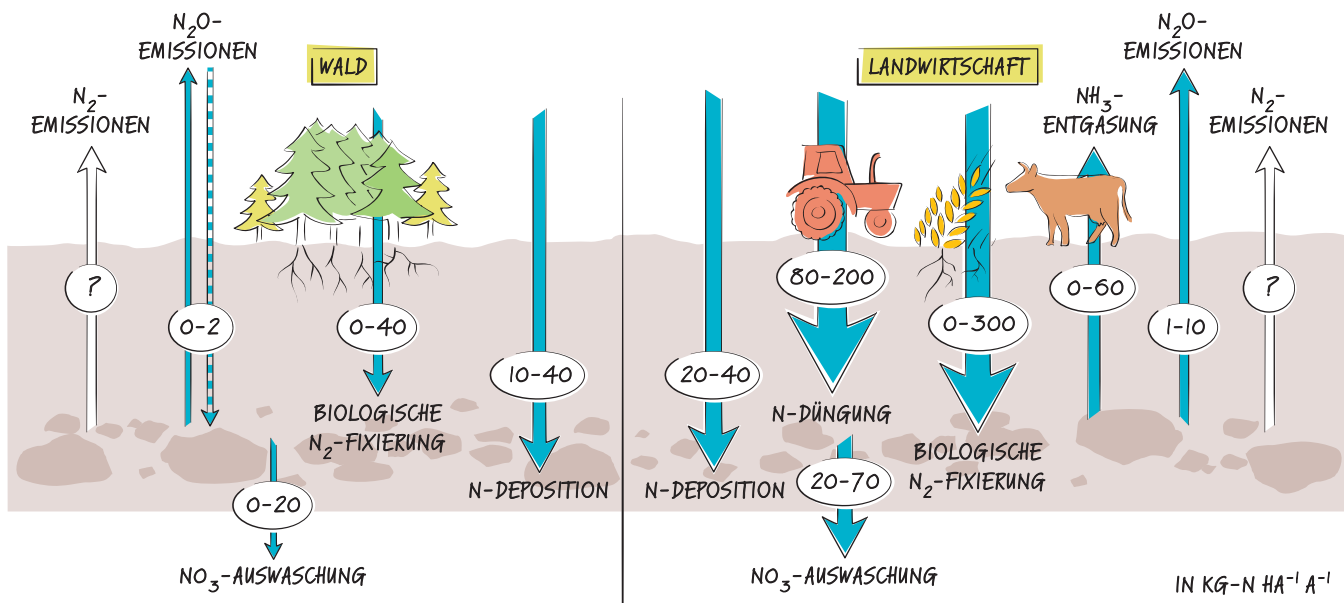


Abbildung 21
Größenordnung der Stickstoff-(N-)Flüsse im Schweizer Wald und in der Landwirtschaft in Kilogramm N pro Hektare und Jahr. Unbekannt sind die N₂-Emissionen. Die biologische Stickstofffixierung hängt vom Anteil der Leguminosen ab, während die Ammoniak-(NH₃-)Entgasung durch die Menge und die Ausbringungsmethode der Düngung bestimmt wird. Bei der Ausbringung von Gülle entweichen 30 bis 70 Prozent des Ammoniums (NH₄⁺) als NH₃ in die Atmosphäre. Im Boden wird aus organischem Stickstoff NH₄⁺ gebildet, aus dem durch Nitrifizierung wiederum Nitrat (NO₃⁻) entsteht. Dies führt zu Bodenversauerung, Nitratauswaschung und Eutrophierung⁶²⁻⁶⁷.

Illustration: Nadja Stadelmann

in Waldböden sein, was die CH₄-Verfügbarkeit erhöht. Die Intensität der Bewirtschaftung wirkt sich auch auf die N₂O-Emissionen aus. Intensiv bewirtschaftete Weideflächen wiesen acht Mal höhere N₂O-Emissionen auf als extensiv bewirtschaftete. Auf drei unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Weideböden wurden nur geringfügige CH₄-Aufnahmen gemessen⁶⁹. Auch der Umbruch von permanentem Grünland zu Ackerland oder das Aufbrechen einer Kunstwiese im Laufe einer Fruchtfolge können zu beträchtlichen Treibhausgasemissionen führen. In Chamau (ZG) entwickelte sich ein intensiv bewirtschaftetes Grasland durch den Umbruch und die Wiederetablierung von einer C-Senke zu einer C-Quelle (FACCE-Projekt MODELS4PASTURE)⁷⁰. Die Treibhausgasbilanz wurde dabei von N₂O- und CO₂-Emissionen dominiert (48% bzw. 44%), während die CH₄-Emissionen nur einen kleinen Teil ausmachten (8%).

3.1.2 Direkte und indirekte Lachgasemissionen

Direkte N₂O-Emissionen entstehen auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche selber. Eine globale Metaanalyse stellte einen überproportionalen Anstieg an N₂O-Emissionen mit steigendem Einsatz von N-Düngern fest⁷¹. Direkte Emissionen sind zeitlich und räumlich hochvariabel und treten im Jahresverlauf vor allem bei sich ändernden Bodenbedingungen auf. Dazu zählen Starkregenfälle, Düngegaben und Bodenbearbeitungsmaßnahmen. Indirekte N₂O-Emissionen werden durch den Transport reaktiver N-Verbindungen in umliegende Naturräume verursacht (Abb. 21). Hierzu gehören die Auswaschung von Nitrat (NO₃⁻) aus landwirtschaftlichen Flächen sowie die Verflüchtigung und anschließende Deposition von Ammoniak (NH₃). Die Emission von klimawirksamen N₂O und die NO₃⁻-Auswaschung ins Grundwasser sind eng miteinander ver-

knüpft. Beides sind Symptome eines aus dem Gleichgewicht geratenen N-Zyklus. Massnahmen, die auf eine Verminderung der NO_3^- -Auswaschung abzielen, wirken sich auch positiv auf die Emissionen von N_2O aus. N_2O -Emissionen aus dem Boden lassen sich nur mindern, wenn sämtliche Einflussgrössen des N-Zyklus in Betracht gezogen werden. Eine globale Analyse zeigt, dass durch den vom Menschen verursachten Eintrag von mineralischem Stickstoff in landwirtschaftliche Systeme die natürliche Regenerationsfähigkeit der Ökosysteme bereits überschritten wurde⁷².

3.2 Treibhausgasemissionen aus Schweizer Böden

Als Vertragsstaat der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen hat sich die Schweiz dazu verpflichtet, den Ausstoss von Treibhausgasen in einem nationalen Inventar zu dokumentieren. Dabei werden

die Treibhausgasemissionen nach verschiedenen volkswirtschaftlichen Sektoren aufgeteilt. Für die Treibhausgase aus dem Boden sind vor allem die N_2O -Emissionen aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung relevant, die dem Sektor «Landwirtschaft» zugeordnet werden. Hinzu kommt die C-Festlegung und -Freisetzung aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen, die im Sektor «Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft» (LULUCF) erfasst werden. Während in Waldböden Modellierungsarbeiten eine geringe CO_2 -Bindung annehmen, verlieren landwirtschaftlich genutzte Böden CO_2 . Den Verlust an CO_2 in der Schweiz gibt das Treibhausgasinventar mit 209 000 Tonnen CO_2 in Form von CO_2 für das Jahr 2014 an (Tab. 2, S. 34). Er stammt aus der Entwässerung und der landwirtschaftlichen Nutzung organischer Böden (NFP 68-Projekt MOORBÖDEN; Kapitel 2.7, S.28). Durch eine Wiedervernässung liesse sich die

Abbildung 22
Modellierte räumliche Verteilung der N_2O -Emissionen in der Schweiz im Jahr 2014. Vor allem im Mittelland kommt es zu beträchtlichen N_2O -Emissionen infolge N-Düngung⁶⁸.

N_2O -Emissionen (kg/ha)

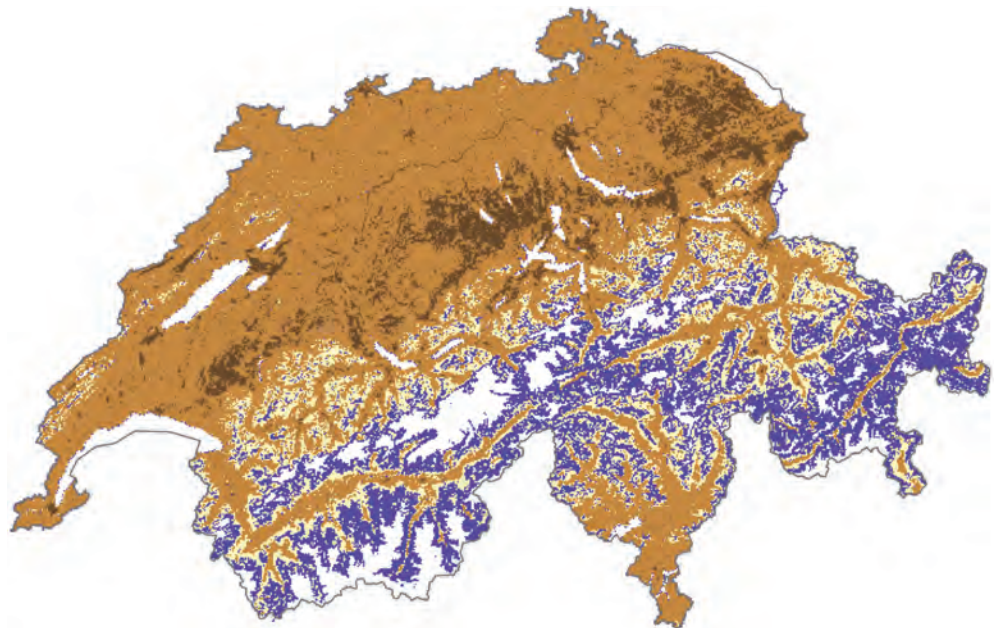
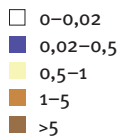


Tabelle 3
Eigenschaften der wichtigsten
Treibhausgase

Treibhausgas	atm. Konzentration	atm. Verweildauer	Klimawirkbarkeit	Globale Emissionen		Schweizer Emissionen		
				total	(%)	total	(%)	Bodenbürtige Netto-Emissionen
		(Jahren)	(CO ₂ eq)	(Gt CO ₂ eq/2010)		(Mt CO ₂ eq/2014)		(Mt CO ₂ eq/Jahr)
CO ₂	402 ppm	variabel	1	38	76	39,3	80,8	0,2
CH ₄	1852 ppb	12,4	28	7,8	16	5,1	10,5	–
N ₂ O	328 ppb	121	310	3,1	6,2	2,4	5	1,5
Referenzen	⁷⁹					⁷⁴		

CO₂-Bilanz drainierter Moorböden wieder ins Gleichgewicht bringen, bei gleichzeitig verminderten N₂O-Emissionen. Allerdings beeinflusst die Renaturierung auch die CH₄-Bilanz (Abb. 23). Während drainierte organische Böden eine schwache CH₄-Senke sind, werden sie bei Wiedervernässung zu einer CH₄-Quelle, deren Bedeutung vom Wasserstand abhängt. Problematisch kann die Freisetzung von Phosphorverbindungen aus vorgängiger P-Düngung sein. Sie kann bei Wiedervernässung zur Eutrophierung führen. (Abb. 23 und 24). Modellstudien zeigen, dass ein auf 20 bis 30 Zentimeter Bodentiefe eingestellter Grundwasserstand die C-Bilanz landwirtschaftlicher Moorböden positiv beeinflusst und eine spezialisierte landwirtschaftliche Nutzung, etwa mittels Paludikulturen, möglich ist^{75,76}. Für die gesamthaft positive CO₂-Bilanz der Schweizer Landnutzung sorgt vor allem die C-Bindung in der Biomasse von Wäldern.

Eine schweizweite Erhebung weist landwirtschaftlich genutzte Böden als eine leichte CH₄-Senke (–1500 bis 0 t CH₄/a) aus⁷³. Auch Waldböden haben eine negative Bilanz von –2800 Tonnen CH₄/a. Diese Senkenwirkung ist jedoch äusserst gering im Vergleich zu den Emissionen von

150 000 Tonnen CH₄/a aus der Tierhaltung.

Die bedeutendste Quelle von Treibhausgasen aus dem Boden sind N₂O-Emissionen aus der Landwirtschaft, die umgerechnet in CO₂-Äquivalente rund einen Viertel der Treibhausgasemissionen aus dem landwirtschaftlichen Sektor in der Schweiz ausmachen. Besonders hoch sind die Emissionen im Schweizer Mittelland (Abb. 22, S. 37). Gemäss Modellberechnungen im Rahmen des Nationalen Treibhausgasinventars konnten die N₂O-Emissionen in der Schweiz seit 1990 vor allem dank eines reduzierten Einsatzes von Handels- und Hofdüngern um 15 Prozent verringert werden (Abb. 25, S. 40)⁷⁴. Allerdings gibt es bei der Bilanzierung von N₂O-Emissionen aus dem Boden erhebliche Unsicherheiten. Gemäss den Richtzahlen des Weltklimarates (Emissionsfaktoren des Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC), mit denen die landesweiten Emissionen abgeschätzt werden, wird davon ausgegangen, dass 1 Prozent der als Düngemittel ausgebrachten Stickstoffmenge als N₂O emittiert wird. Höchstwahrscheinlich besteht aber keine lineare Beziehung zwischen Düngemengen und N₂O-Emissionen⁷¹. Durch die Verwendung organischer Dünger oder durch eine Fruchtfolge mit Leguminosen und

Abbildung 23

Einfluss des Wasserstandes auf Treibhausgasemissionen in organischen Böden. Bei starker Drainage dominieren die CO₂-Emissionen. Ein Überstau infolge von Wiedervernässung kann zu CH₄-Emissionen führen. Abgesehen von den natürlichen Verhältnissen sind die THG-Emissionen am geringsten bei einer Wiedervernässung, bei der der Oberboden gut durchlüftet bleibt (Anstau)⁷⁷.

- CO₂
- CH₄
- N₂O
- Wasserstand

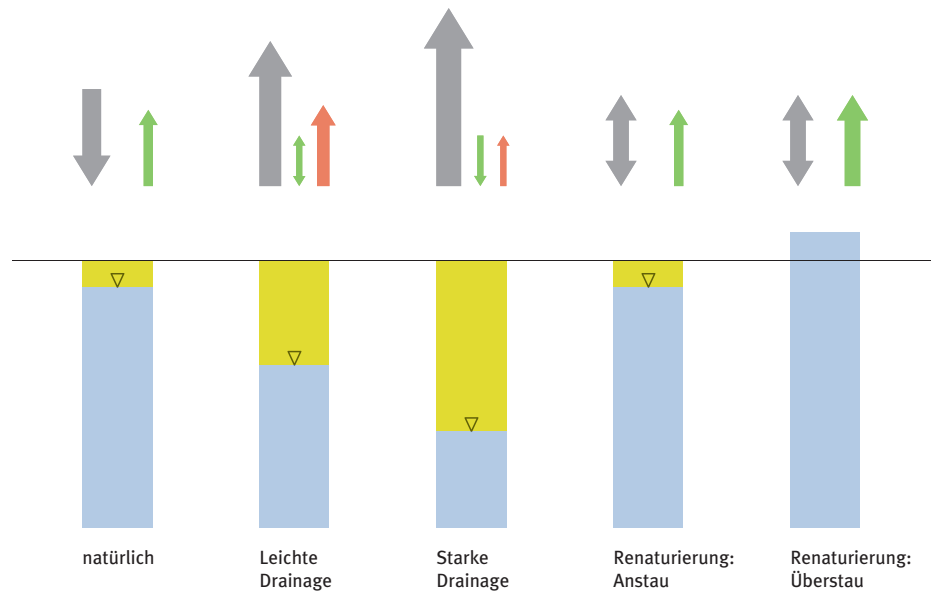


Abbildung 24

CH₄-Emissionen aus Schweizer Feuchtgebieten. Vor allem auf der Alpennordseite sind Feuchtgebiete eine Quelle von CH₄-Emissionen⁷³.

Feuchtgebiete (mg CH₄/m²/Tag)

- 0–0,05
- 0,05–0,2
- 0,2–0,5
- 0,5–1

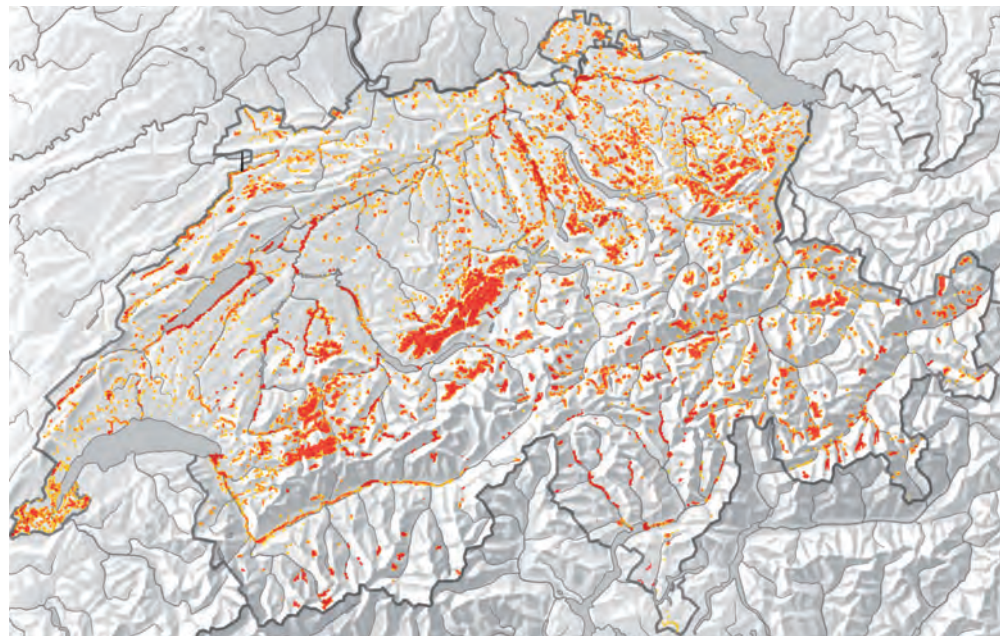
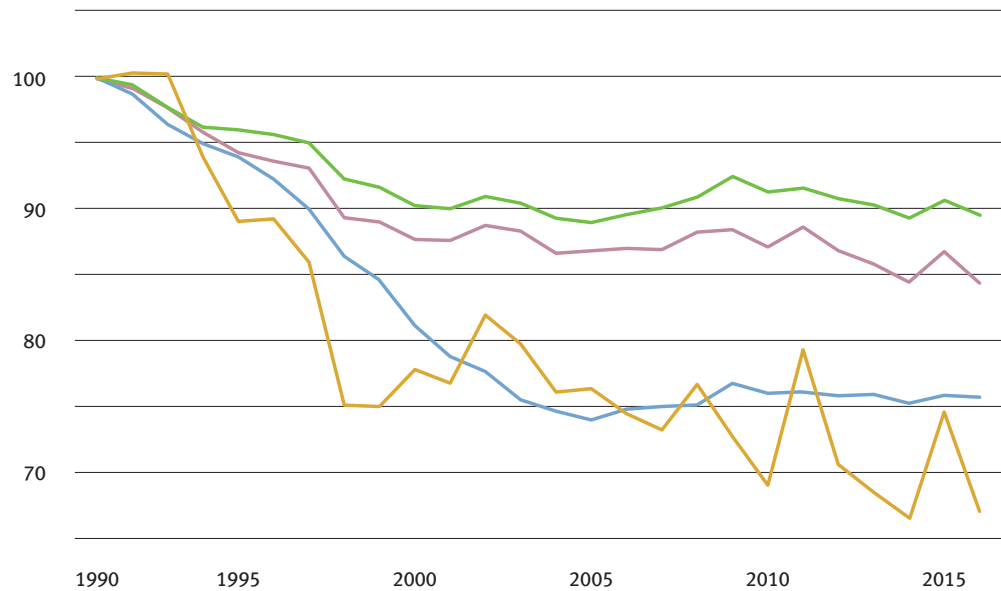


Abbildung 25

Entwicklung der Schweizer Treibhausgasemissionen aus dem landwirtschaftlichen Sektor. Seit 1990 konnten die N₂O-Emissionen aus der Landwirtschaft um etwa 15 Prozent gesenkt werden. Dies hängt vor allem mit einem reduzierten Einsatz von Handels- und Hofdünger zusammen⁷⁴.

- THG-Emissionen Landwirtschaft
- N₂O-Emissionen Landwirtschaft
- N₂O-Emissionen Hofdünger
- N₂O-Emissionen Handelsdünger



Referenzjahr 1990 = 100 %

Zwischenfrüchten kann es zu einer verzögerten Mineralisierung von N und so auch zu einer Verzögerung der damit verbundenen N₂O-Emissionen kommen⁷⁸.

3.3 Zwischenfazit: Massnahmen zur Verringerung von Treibhausgasemissionen aus dem Boden

Die Höhe der Treibhausgasemissionen hängt neben der Verfügbarkeit von C und N auch mit einer Vielzahl standortspezifischer, klimatischer und bewirtschaftungsbedingter Faktoren ab. Massnahmen, die darauf abzielen, Treibhausgase aus landwirtschaftlich genutzten Böden zu minimieren, sollten sich vor allem auf eine effiziente N-Nutzung ausrichten.

3.3.1 Stickstoffmanagement

Der Einsatz von N-Düngern zählt zu den wichtigsten Ursachen von N₂O-Emissionen aus dem Boden. Ein Vergleich zwischen einem intensiv und einem moderat gedüngten Graslandstandort in Chamau und Fruebüel (Hünenberg ZG) ermittelte bei 30 Prozent höheren N-Gaben eine achtfach erhöhte N₂O-Emissionsrate⁶⁹. Die Minimierung des verfügbaren N-Gehalts im Boden bei gleichzeitiger Erhaltung eines hohen Ertragsniveaus ist daher ein wichtiger Baustein einer klimafreundlichen Landwirtschaft⁸². Eine niedrige N-Düngung verringert die N-Verluste durch NO₃⁻-Auswaschung sowie N₂O-Emissionen und steigert dadurch die N-Nutzungseffizienz. In einem Feldversuch bei Scheyern in Bayern (DE) führte eine Steigerung der N-Nutzungseffizienz um 20 bis 33 Prozent zu einem Rückgang der N₂O-Emissionen um 28 bis 42 Prozent⁸³.

Die Fokusstudie TREIBHAUSGASBILANZ im Rahmen des NFP 68 stellte die N₂O-Emissionen aus Acker- und Graslandböden von 98 Jahresmessungen im Schweizer und im süddeutschen Raum zusammen. Die Ergebnisse zeigen, dass der durchschnittliche Emissionsfaktor für mineralische Ackerböden mit 2,06 Prozent oberhalb des verwendeten Wertes von 1 nach den IPCC-Richtlinien⁷⁹ liegt. Eine relativ geringe Anzahl an Messpunkten, Schwankungen der jährlichen Niederschlagsverteilung und die Heterogenität der Standorte sorgen allerdings für grosse Unsicherheiten bei der Quantifizierung der N₂O-Emissionen. Für mineralische Ackerböden konnten die N₂O-Emissionen durch die variablen Boden-pH-Werte und die N-Düngung am ehesten erklärt werden (Tab. 4). Für organische Böden und die Nutzung mineralischer Böden als Weideland war die Anzahl der Jahresmessungen zu gering, um mit den geochemischen Bodenparametern in Verbindung gesetzt zu werden. Generell fehlen standardisierte Messungen und die routinemässige Bestimmung massgeblicher Bodenparameter, um die Datenlage für N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden zu verbessern. Auf Basis der gegenwärtigen Datenlage lassen sich keine allgemeingültigen Aussagen über Bodenbewirtschaftungsstrategien zur Verminderung von N₂O-Emissionen machen.

N₂O zu N₂ aus⁸⁷. Eine verbesserte N-Nutzungseffizienz muss auch die Pflanzengesundheit berücksichtigen. Ein Mangel an verfügbarem Phosphor, Schwefel oder anderen Mikronährstoffen kann das Pflanzenwachstum und somit die effiziente N-Aufnahme behindern. Das Gleiche gilt für eine durch Bodenverdichtung eingeschränkte Ausbildung des Wurzelsystems (NFP 68-Projekt BODENVERDICHUNG). Durch Bodenverdichtung verursachte Staunässe kann auch die Ausbreitung von Wurzelkrankheiten begünstigen. Zudem kann eine gezielte Düngung auf Teilflächen im Präzisionslandbau die Heterogenität von Ackerflächen ausgleichen und so die bedarfsgerechte Stickstoffdüngung optimieren⁸⁸.

3.3.2 Fruchtfolge

Der N-Bedarf von Ackerkulturen kann neben Düngegaben teilweise durch den Einbezug von Leguminosen und Zwischenfrüchten in die Fruchtfolge gedeckt werden. Eine globale Metaanalyse zeigte, dass durch eine vielfältige Fruchtfolge in Kombination mit organischer N-Düngung die N₂O-Emissionen pro Fläche um 15 Prozent verringert werden können⁷⁸. Beide Faktoren sind ein Hauptmerkmal des biologischen Landbaus. Eine weitere globale Metaanalyse brachte die Berücksichtigung dieser Prinzipien mit einem um 3,5 Tonnen C/ha erhöhten Gehalt an obs in Verbindung³⁴.

Die ausgebrachte Menge an N-Dünger sowie Art und Zeitpunkt der Ausbringung spielen eine entscheidende Rolle. So konnte die portionsweise Ausbringung von N-Düngern auf einem Ackerboden die N₂O-Emissionen ohne Ertragseinbussen um 26 Prozent verringern⁸⁴. Ein angepasstes N-Management, das die Verfügbarkeit von NO₃⁻ senkt, wirkt sich, zusätzlich zu einer verminderten NO₃⁻-Auswaschung, positiv auf die mikrobielle Reduktion von

Tabelle 4
Durchschnittliche Jahresemissionen von N₂O auf Basis von Studien im Raum Schweiz und Süddeutschland.

NFP 68-Fokusstudie TREIBHAUSGASBILANZ.

Boden	Landnutzung	kg N ₂ O-N ha ⁻¹ a ⁻¹	Standorte	Korrelierende Parameter	Emissionsfaktor (%)	Messungen
Mineralisch	Ackerland	3,88 ± 3,15	66	Boden pH N-Düngung	2,06 ± 2,66	54
	Grasland	4,40 ± 7,95	10	Zu geringe Anzahl an Messpunkten	1,45 ± 1,07	8
Organisch	Ackerland	14,92 ± 20,93	6		4,37 ± 3,00	5
	Grasland	3,51 ± 5,22	12	6,51 ± 9,37	9	

NFP 68-Projekt LACHGAS

Wie lassen sich N₂O-Emissionen durch die Bodenbewirtschaftung verringern?

Das Projektteam untersuchte, wie reduzierte Bodenbearbeitung, biologischer Landbau und die Zugabe von Pflanzenkohle die N₂O-Flüsse und die an den N₂O-Emissionen beteiligten mikrobiellen Gemeinschaften verändern. Dazu setzte das Team molekularbiologische Methoden und stabile Isotope (¹⁵N) in Feld- und Laborversuchen ein.

Eine reduzierte Bodenbearbeitung wirkte sich nicht auf die gesamthaften N₂O-Emissionen aus dem Boden aus. Allerdings ergab ein Inkubationsversuch, dass bei reduzierter Bodenbearbeitung ein erhöhtes Potenzial zur N₂O-Bildung durch Nitrifizierung im Unterboden besteht⁸⁰. Dem wirkte ein gesteigerter N₂O-Verbrauch im C-reichen Oberboden entgegen. Insgesamt ergaben sich im Feld durch die reduzierte Bodenbearbeitung keine Auswirkungen hinsichtlich der N₂O-Emissionen⁸⁵.

Im Laborvergleich zwischen konventionellem und biologischem Landbau zeigte sich ein erhöhtes Potenzial zur N₂O-Bildung durch die Denitrifikation in biologischen Systemen⁸⁶. Allerdings wird dies im biologischen Landbau durch niedrigere N-Gaben und die erhöhte N-Nutzungseffizienz ausgeglichen⁷⁸. Zur Verminderung von N₂O-Emissionen kommt daher in Böden mit viel organischer Substanz dem N-Management eine besondere Rolle zu.

Mit molekularbiologischen Methoden konnte das Projektteam in Feldversuchen belegen, dass Pflanzenkohle hochspezialisierte, N₂O-reduzierende Mikroorganismen fördert¹⁷¹. Der genaue Mechanismus ist bisher unklar. Möglicherweise erhöht Pflanzenkohle die Verweildauer und somit die Verfügbarkeit des N₂O im Boden⁸¹.

Von allen untersuchten Bodenbewirtschaftungsstrategien wies die Zugabe von Pflanzenkohle das grösste Potenzial auf, N₂O-Emissionen zu verringern. Die Aktivität, die Abundanz oder die Gemeinschaftsstruktur von N₂O-reduzierenden Bakterien konnten in allen Experimenten mit den N₂O-Emissionen in Verbindung gebracht werden. Die Förderung N₂O-reduzierender Mikroorganismen erscheint daher ein vielversprechender Ansatz, um N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Flächen zu minimieren.

Die entscheidende Rolle spielt dabei der Einbezug einer mehrjährigen Kleeegrasmischung. Der Anbau von Zwischenfrüchten und eine möglichst ständige Bodenbedeckung tragen dazu bei, N-Verluste aufzufangen und indirekt die N₂O-Emissionen zu vermindern. Allerdings besteht die Möglichkeit, dass durch die oberirdische Verrottung absterbender Zwischenfrüchte ohne ausreichenden Bodenkontakt im Frühjahr ein anaerobes und N-reiches Milieu entsteht, wodurch die N₂O-Emissionen deutlich steigen können. Die mengenmässige Bedeutung dieses Prozesses ist bisher jedoch nicht bekannt.

3.3.3 Nitrifikationshemmstoffe

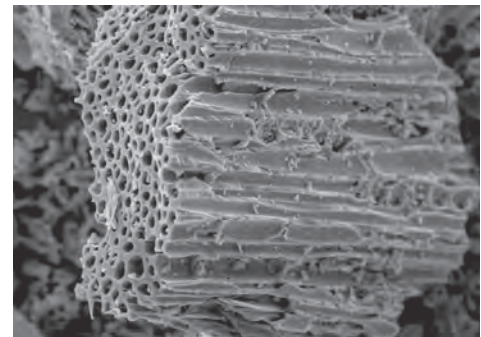
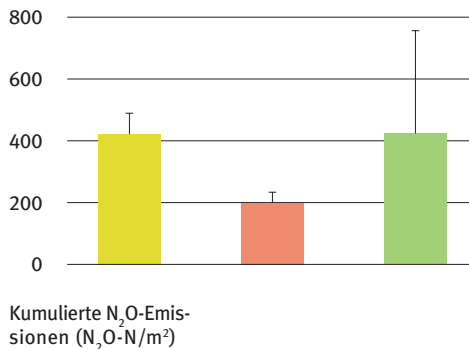
Die Verwendung chemischer Nitrifikationshemmstoffe (Nitrifikationsinhibitoren) zielt darauf ab, die NO₃⁻-Gehalte im Boden zu senken. Dies reduziert die NO₃⁻-Auswaschung und hemmt die Bildung von N₂O im Zuge der Denitrifikation⁸⁹. Seit 2017 ist das Produkt ENTREC26, das den chemischen Nitrifikationsinhibitor Dimethylpyrazolphosphat (DMPP) enthält, als klimawirksames Kompensationsprodukt in der Schweiz zugelassen. Allerdings liegen noch keine detaillierten Studien zu den Auswirkungen auf die Bodenmikrobiologie vor. Im schwäbischen Hohenheim (DE) ergab sich bei einer zweijährigen Feldmessung eine Re-

Abbildung 26

N₂O-Emissionen nach Zugabe von Pflanzenkohle und Kalk. Während Pflanzenkohle die N₂O-Emissionen um 52 Prozent zu senken vermochte, war bei der Kalkung aufgrund der hohen räumlichen Variabilität kein klarer Trend erkennbar (links)⁹⁶. Bild eines Pflanzenkohlepartikels, aufgenommen mit einem Elektronenmikroskop. Es zeigt die poröse Struktur der Pflanzenkohle mit einer grossen inneren Oberfläche (rechts).

Bild: N. Hagemann

- Kontrolle
- Pflanzenkohle
- Kalk



duktion der N₂O-Emissionen um 40 bis 45 Prozent bei einer gleichzeitigen Verringerung der mikrobiellen Aktivität⁹⁰. Ein dreijähriger Feldversuch in Giessen (DE) zeigte eine mittlere jährliche Reduktion der N₂O-Emissionen um 49 beziehungsweise 26 Prozent nach Zugabe von DMPP- und DCD-haltigen (Dicyandiamid) Nitrifikationsinhibitoren. Gleichzeitig wurde die mittlere jährliche Bodenatmung um 26 beziehungsweise 7 Prozent reduziert. Der gleiche Versuch wies auch eine um 28 Prozent erhöhte CH₄-Aufnahme nach Zugabe von DMPP nach⁹¹. Eine weitere Feldstudie zeigte, dass es bei der Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren und unveränderter Düngegabe zu einer Akkumulation von mineralischem Stickstoff kommt. Nach der Mineralisierung der Nitrifikationsinhibitoren wurden erhöhte N₂O-Emissionen gemessen, welche die Klimawirksamkeit dieser Anwendung während der Vegetationsperiode wieder ausglich⁹². Durch wiederholte Anwendung der gleichen chemischen Substanz kann ausserdem die Resistenzbildung gefördert werden. Mit steigendem Tongehalt kann zudem Sorption die Wirksamkeit von Nitrifikationsinhibitoren einschränken. Bisher existieren keine systematischen Untersuchungen, die diese Faktoren berücksichtigen.

3.3.4 Pflanzenkohle

Pflanzenkohle ist ein C-reiches Produkt der Pyrolyse von Biomasse, das zur Verwendung als Bodenzusatzstoff hergestellt wird. Zwar können die Eigenschaften stark variieren, doch weisen die meisten Pflanzenkohlen eine grosse Oberfläche, eine stabile aromatische C-Struktur und einen alkalischen pH-Wert auf⁹³. Dank der stabilen Struktur der C-Verbindungen verfügt die Pflanzenkohle über ein grosses Potenzial, C langfristig im Boden zu speichern^{94,95}. Die Stabilität von Pflanzenkohle wurde in der Schweiz bisher nur an einem Waldstandort getestet. In einem Zeitraum von zehn Monaten wurden nur vernachlässigbare Mengen abgebaut⁹⁵. Allerdings könnte die Zugabe von C aus der Pflanzenkohle den Abbau von labilem C fördern, was zu gesamthaft geringeren Effekten führen würde.

Der Zusatz von Pflanzenkohle kann N₂O-Emissionen senken. Ein Feldversuch in Reckenholz ZH wies eine Reduktion der N₂O-Emissionen um 52 Prozent (Abb. 26, S. 40) nach⁹⁶. Eine globale Metaanalyse ermittelte eine Reduktion der N₂O-Emissionen durch den Einsatz von Pflanzenkohle um rund 50 Prozent⁹⁷. Es ist allerdings unklar, wie dauerhaft diese Wirkung ist und

welche Eigenschaften der Pflanzenkohle diesen Effekt verursachen. Bezüglich der Wirkungsweise gibt es vermehrt Hinweise darauf, dass durch die Zugabe von Pflanzenkohle die biologische N_2O -Reduktion gefördert wird^{81,98}. Um das Potenzial der Pflanzenkohle für die landwirtschaftliche Praxis nutzbar zu machen und Risiken von Fremdstoffeinträgen zu minimieren, besteht allerdings noch erheblicher Forschungsbedarf. Dies betrifft vor allem die Kaskadennutzung, bei der die Pflanzenkohle als Futtermittelzusatz verwendet wird und über die Aufbringung von Hofdünger in den Boden gelangt. Nur wenn es zu einer synergetischen Nutzung der Pflanzenkohle im Hinblick auf C-Speicherung, N_2O -Reduktion und andere bodenverbessernde Effekte (z.B. Steigerung der Wasser- und Nährstoffhaltekapazität) kommt, bei der das Ausgangssubstrat (z.B. Holz) nicht mit anderen Biomassenutzungen konkurriert, kann ihr Einsatz eine potenzielle Klimaschutzmassnahme darstellen. Seit Juni 2016 sind Pflanzenkohlen, die gemäss den Richtlinien des «European Biochar Certificate» zertifiziert wurden, als Bodenhilfsstoff vom Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) zugelassen. Für die Ausbringung von Pflanzenkohle gelten dabei dieselben Schwermetallgrenzwerte wie für Recyclingdünger. Für polyaromatische Kohlenwasserstoffe ($PAK < 4 \text{ g/t}$) sowie Dioxine und Furane ($< 20 \text{ ng/kg}$) wurden zusätzlich Grenzwerte festgelegt. Dennoch bestehen erhebliche Unsicherheiten bezüglich der Langzeitwirkung von Fremdstoffeinträgen durch die Ausbringung von Pflanzenkohle. Da die Wirkung von Pflanzenkohle massgeblich vom Herstellungsverfahren, Ausgangssubstrat und Einsatzstandort abhängig ist, kann eine Bewertung ihrer Anwendung nur differenziert erfolgen.

3.3.5 Bodenbearbeitung

Die Reduktion der Bodenbearbeitung wird als weitere klimafreundliche Massnahme in der Landwirtschaft diskutiert⁸². Generell hat eine reduzierte Bodenbearbeitung die Anreicherung von $orgB$ im Oberboden zur Folge bei gleichzeitiger $orgB$ -Verarmung im Unterboden. Die beiden Prozesse wirken ausgleichend, sodass auf den meisten Standorten mit keiner C-Speicherung zu rechnen ist⁹⁹, auf gewissen Standorten kann dies allerdings anders sein. So zeigte der Feldversuch zur reduzierten Bodenbearbeitung in Frick AG bei einem Tongehalt von 45 Prozent nach 13 Jahren Bewirtschaftung und einem halben Meter Beprobungstiefe eine Anreicherung von 8,1 Tonnen C/ha gegenüber der konventionellen Bodenbearbeitung⁸⁵. Ein Inkubationsversuch des NFP 68-Projekts LACHGAS wies nach, dass durch reduzierte Bodenbearbeitung in tieferen Bodenschichten das Potenzial steigt, N_2O über die Nitrifizierung zu produzieren⁸⁰. Während einer zweijährigen Messkampagne im Feld (Kunstwiese und Winterweizen) hatte die reduzierte Bodenbearbeitung keine Auswirkungen auf die N_2O -Emissionen und die Aufnahme von CH_4 ⁸⁵. Dies deckt sich mit einer Metaanalyse, die zum Schluss kam, dass die reduzierte Bodenbearbeitung über einen längeren Zeitraum praktiziert werden muss, damit mit einem leichten Rückgang der N_2O -Emissionen gerechnet werden kann¹⁰⁰. Die Klimawirksamkeit der reduzierten Bodenbearbeitung ist vor allem dem verminderten Verbrauch von Treibstoff zuzuschreiben¹⁰¹. Für den Boden liegt der Hauptvorteil der reduzierten Bodenbearbeitung bei einer Stabilisierung der Bodenstruktur und dem daraus folgenden Erosionsschutz.

3.3.6 Kalkung

Da die Reduktion von N_2O zu molekularem und nicht klimaschädlichem N_2 durch einen Boden-pH-Wert unter 6 gehemmt wird, wäre aus Sicht des Klimaschutzes ein Bodenmilieu mit einem pH-Wert über 6 anzustreben¹⁰². Dieser Säurebereich ist auch aus pflanzenbaulichen Gesichtspunkten empfehlenswert. Das NFP 68-Projekt LACHGAS hat gezeigt, dass eine bewirtschaftungsbedingte Versauerung des Bodens die biologische N_2O -Reduktion hemmt. Die Kalkung landwirtschaftlich genutzter Böden stellt daher eine Möglichkeit dar, die biologische N_2O -Reduktion zu fördern. Sie führt zudem in den meisten Fällen zu einer Zunahme der obs ¹⁰³. Dieser positive Effekt der Kalkung ist auf eine verbesserte Bodenstruktur und ein gesteigertes Pflanzenwachstum zurückzuführen, deren Wirkung die anfänglich erhöhte Mineralisierung der obs übersteigt.

Der physikalische Bodenschutz befasst sich mit dem Schutz von Böden vor physikalischen Einwirkungen wie Verdichtung, Erosion, Umlagerungen und Eingriffen in den Bodenwasserhaushalt. Dabei gilt es die Funktionalität des Bodens bestmöglich zu gewährleisten und langfristig nicht zu beeinträchtigen. Laut Gesetzgebung stehen mit dem langfristigen Erhalt der Bodenfruchtbarkeit die Lebensraum-, Regulierungs- und Produktionsfunktionen des Bodens im Mittelpunkt des Bodenschutzes (Art. 1 Abs. 1 Umweltschutzgesetz, usg; Art. 1 Verordnung über Belastungen des Bodens, VBBö). Das Element der Langfristigkeit beinhaltet, dass die Bodenfruchtbarkeit nachhaltig, das heißt auch für kommende Generationen, gesichert werden muss. Im Kern des physikalischen Bodenschutzes steht die Entwicklung von Massnahmen, die darauf abzielen, Bodenbelastungen zu vermeiden, zu mindern oder auszugleichen. Da Bodenschäden sich nur beschränkt regenerieren lassen, ist die Umsetzung des Vorsorgeprinzips im Bodenschutz zentral.

4.1 Die physikalischen Bodenbelastungen

Veränderungen der natürlichen Beschaffenheit des Bodens durch die erwähnten physikalischen Einwirkungen, die zu einer Minderung der Bodenqualität führen, werden als physikalische Bodenbelastungen bezeichnet. Standort und Zustand des Bodens bestimmen seine Empfindlichkeit. Das NFP 22 thematisierte den Bodenschutz vor allem im Rahmen der Belastung durch Schadstoffe. Doch wurden auch physikalische Bodenbelastungen als grundlegende Probleme der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung erkannt¹. Der im Rahmen des NFP 22 entwickelte «Leitfaden für die Bodenerhaltung» definierte präventive Strategien, um Bodenverdichtung und -erosion auf ackerbaulich

genutzten Flächen zu minimieren¹⁰⁴. Sie flossen in die Entwicklung des ökologischen Leistungsnachweises (öLN) ein. Seither ist der Bezug von Direktzahlungen an die Einhaltung geeigneter Bodenschutzmassnahmen gebunden. Das NFP 68 erarbeitete weitere Grundlagen im Bereich der Bodenstabilität von Hängen (NFP 68-Projekt BODENSTABILITÄT) und untersuchte die Regenerationsfähigkeit verdichteter Böden (NFP 68-Projekt BODENVERDICHUNG).

4.1.1 Bodenverdichtung

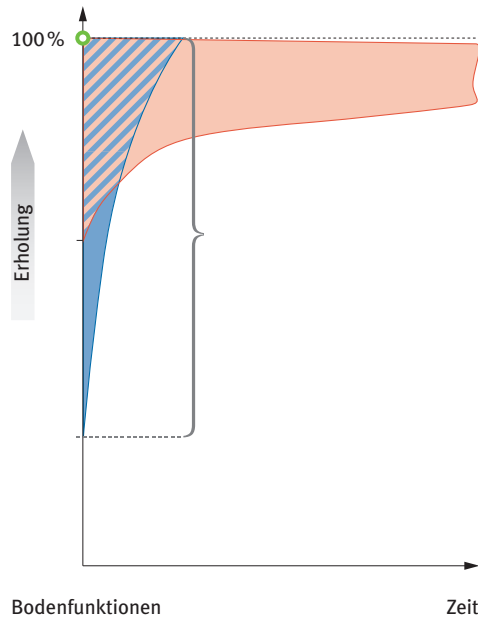
Eine typische physikalische Bodenbelastung ist die Strukturveränderung des Bodens als Folge hoher Druck- und Scherspannungen. Die dadurch hervorgerufene Verformung des Bodengefüges führt zu einer Verringerung der Wasser- und Luftdurchlässigkeit des Bodens und somit zur Bodenverdichtung. Da Böden aufgrund ihres Eigengewichts zur natürlichen Verdichtung neigen und eine Rückverfestigung, beispielsweise bei der Herrichtung eines Saatbetts, manchmal sogar erwünscht sein kann, ist nicht jede Abnahme des Porenvolumens als schädliche Verdichtung zu betrachten. Böden sind dann als schadverdichtet anzusehen, wenn das Porensystem im Boden infolge physikalischer Überlastung so weit reduziert wird, dass die Lebensraum-, Produktions- und Regulierungsfunktionen zeitweilig oder langfristig beeinträchtigt werden. Zu unterscheiden ist zwischen der Verdichtung des Oberbodens und jener des Unterbodens. Eine Verdichtung des Oberbodens mindert vor allem die Infiltrationsrate und lässt somit die Hochwasser- und Erosionsgefahr steigen. Eine Verdichtung des Unterbodens kann Staunässe verursachen¹⁰⁵ (NFP 68-Projekt BODENVERDICHUNG). Dadurch werden anoxische Bedingungen im Boden begünstigt, die wiederum die Bildung von Treibhausgasen wie CH₄ und N₂O fördern¹⁰⁶

Abbildung 27

Schematische Darstellung der Regenerationszeit schwer verdichteter Böden (z.B. Unterbodenverdichtung) und moderat verdichteter Böden (z.B. Oberbodenverdichtung). Während der starke Funktionsverlust durch eine Oberbodenverdichtung relativ rasch wieder regeneriert werden kann, kommt es bei einer Unterbodenverdichtung nur zu einem geringen Funktionsverlust, der aber über lange Zeit wirksam bleibt. Die Foto zeigt den Bodenverdichtungsversuch an der Agroscope, in dem Möglichkeiten zur Bodenregeneration untersucht werden.

Foto: T. Keller, Agroscope;
NFP 68-Projekt BODENVERDICHUNG¹⁰⁵.

- Ursprünglicher Zustand vor Verdichtung
- Oberbodenverdichtung
- Unterbodenverdichtung Verdichtungsschaden/Kosten
- } Sofortiger Verdichtungs-einfluss



(Kap. 3.1.1, S. 35). Auch die Durchwurzelung und andere Bodenfunktionen wie die Wasser- und Nährstoffspeicherung werden durch eine Verdichtung des Ober- und Unterbodens langfristig beeinträchtigt. Eine Verdichtung des Oberbodens kann in den ersten Jahren nach der Verdichtung zu einem starken kurzfristigen Funktionsverlust führen¹⁰⁵. Ein verdichteter Unterboden hingegen mindert die Funktionsweise des Bodens nur leicht, dafür aber umso anhaltender (Abb. 27). Während eine Bodenverdichtung im Unterboden nur schwer zu beheben ist und vor allem durch vorbeugende Massnahmen verhindert werden sollte, regenerieren sich Verdichtungsschäden im Oberboden aufgrund der höheren biologischen Aktivität innert weniger Jahre^{105,107}.

4.1.2 Bodenerosion

Als Bodenerosion wird der Verlust von Oberboden bezeichnet, der zu einer dauerhaften Verschlechterung der Bodenqua-

lität führt. Wasser und Wind tragen Bodenpartikel ab und lagern sie je nach Intensität über kurze oder lange Distanzen wieder ab. Durch diesen Vorgang geht meist fruchtbarer, humusreicher Oberboden verloren. Dabei gelangen Nähr- und Schadstoffe, die an die Bodenpartikel gebunden sind, in angrenzende Ökosysteme oder Gewässer, was die Überdüngung (Eutrophierung) und die Emission von Treibhausgasen fördert¹⁰⁸. Meist ist Bodenerosion ein schleichender Prozess, der sich erst über Jahre durch eine Minderung der Ökosystemleistungen (öSL)¹⁰⁹ bemerkbar macht. In extremen Fällen können jedoch vor allem in Hanglagen Rutschungen zu einem schnellen und starken Bodenabtrag führen^{110,111}. Eine Vielzahl an Faktoren trägt zur Bodenerosion bei. In gewissem Umfang ist die Bodenerosion ein natürlicher Prozess (Tab. 5, S. 48), doch beschleunigt der menschliche Einfluss diesen Prozess, der heute weltweit zu den drängendsten ökologischen Problemen zählt¹¹². In der

Tabelle 5
 Natürliche und bewirtschaftungsbedingte Faktoren, die die Erosion begünstigen.

Einflussfaktoren	Beschreibung
Fehlende Vegetation	Offener Boden (z.B. nach Bodenbearbeitung)
	Spätdeckende Feldfrüchte (z.B. Mais)
	Sonderkulturen (z.B. Wein)
Gefälle	Wassererosion in Hangmulden und Rinnen
	Winderosion an Westhängen und Kuppen
Bodeneigenschaften	Geringer Gehalt an oos
	Niedriger Tongehalt
	Stark gelockerte, ausgetrocknete Böden
	Verdichtete Böden
Witterung	Starkregenfälle, Schneeschmelzen
	Grosse Windstärken nach längerer Trockenheit
Bewirtschaftung	Verdichtete Böden
	Grosse Schläge

Schweiz stellt die Wassererosion die häufigste Erosionsform dar. Sie wird auf Ackerböden durch intensive Bodenbearbeitung begünstigt. Der mittlere aktuelle Bodenabtrag auf dem gesamten schweizerischen Ackerland beträgt 840 000 Tonnen pro Jahr oder 2,1 t/ha/a¹¹². Ein Abtrag von 10 Tonnen pro Hektare entspricht dabei einem flächendeckenden Abtrag von gut einem Millimeter. Angesichts der sehr langen Entwicklungszeit von 1 Zentimeter Boden in hundert Jahren ist dies eine grosse Menge. Erosionsmindernde Massnahmen sind daher für eine bodenschonende Bewirtschaftung wichtig, insbesondere bei flachgründigen Böden.

4.2 Faktoren der physikalischen Bodenbelastung

4.2.1 Standortbedingte Faktoren

Das Verdichtungsrisiko eines Bodens ergibt sich aus der Bodenfestigkeit und dem

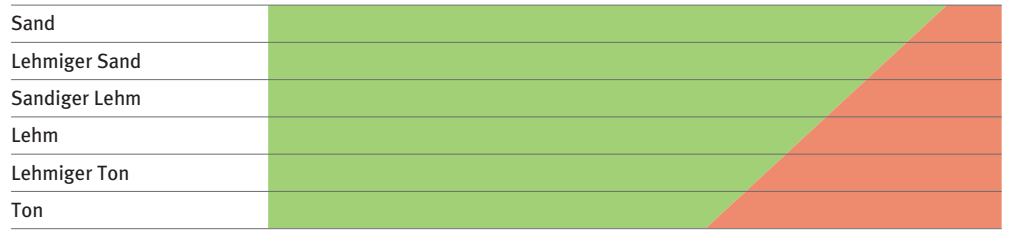
Bodendruck – der physikalischen Belastung, die auf den Boden einwirkt. Übersteigt der Bodendruck, der durch eine Bewirtschaftungsmassnahme auf den Boden einwirkt, die Bodenfestigkeit, ist von einer akuten Verdichtungsgefährdung auszugehen. Die Festigkeit eines Bodens ist im Wesentlichen von der Bodenart, der Lagerungsdichte, dem Bodengefüge und der Bodenfeuchte abhängig. Die Bodenfeuchte spielt dabei eine zentrale Rolle: Das in den Bodenporen befindliche Wasser wirkt wie ein Gleitfilm, der den Vorgang der Verdichtung fördert (Abb. 28). Während tonige Böden in trockenem Zustand eine hohe Bodenfestigkeit aufweisen, können sie in feuchtem Zustand irreparabel verdichtet werden. Daher ist besonders beim Befahren von tonigen Böden auf die Bodenfeuchte beziehungsweise Saugspannung zu achten. Die Bodenfeuchte und die Bodenart bestimmen neben der Befahrbarkeit des Bodens auch, ob sich Bodenbearbeitung schädlich auf die Bodenstruktur aus-

Abbildung 28

Befahrbarkeit und Bearbeitungsbereich verschiedener Bodenarten in Abhängigkeit der Bodenfeuchte. Mit steigendem Tongehalt wird die schonende Bodenbearbeitung anspruchsvoller¹¹³.

- zu trocken
- befahrbar/bearbeitbar
- zu nass

Befahrbarkeitsbereich



Bearbeitungsbereich

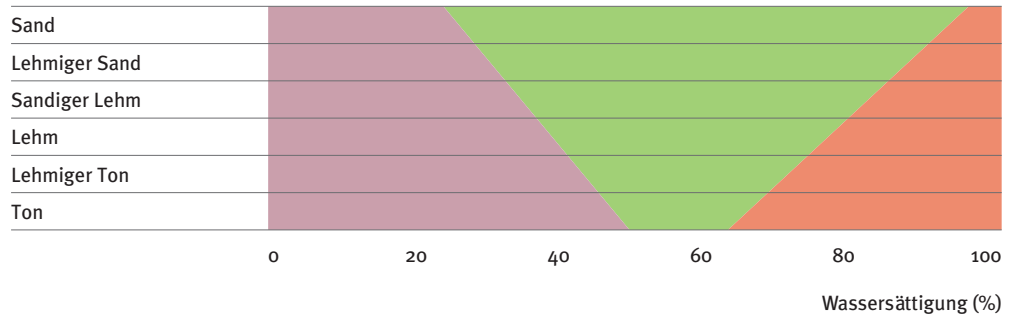
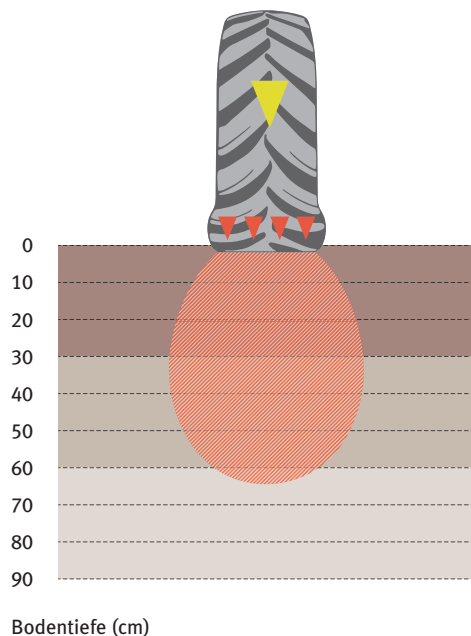


Abbildung 29

Bodendruck durch Befahrung. Der Bodendruck ergibt sich sowohl aus der Radlast als auch dem Kontaktflächendruck. Durch eine Vergrößerung der Kontaktfläche lässt sich daher der Bodendruck minimieren^{nach 119}.

- Radlast (t)
- Kontaktflächendruck (kPa)
- Bodendruck (kPa)



wirkt. Bei der Bearbeitung von zu trockenem Boden kommt es zu einem mechanischen Aufbrechen der Bodenaggregate, während eine Bearbeitung in zu nassem Zustand die Porenräume anhaltend verschliessen kann. Die Bodenfestigkeit wird auch durch andere Faktoren wie den Skelett- und Humusgehalt, die Lagerungsdichte und Aggregation sowie die Ausprägung des Bodengefüges mitbestimmt. Aufgrund dieser Faktoren besitzt jeder Boden ein bestimmtes Verdichtungspotenzial.

Auch das natürliche Erosionsrisiko eines Standorts hängt von den gegebenen pedoklimatischen Bedingungen ab wie der Intensität und jahreszeitlichen Verteilung von Niederschlägen, der Bodenart, dem Bodengefüge und der Topografie. Mit Hilfe der «Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung» kann die potenzielle Bodenerosion von einzelnen Standorten berechnet werden¹¹⁴. Das natürliche Verdichtungs- und Erosionsrisiko eines Bodens zu erkennen

Tabelle 6

Erosionsrisiken verschiedener Ackerkulturen. Während der Anbau einer Kunstwiese das Erosionspotenzial reduziert, hat vor allem der Anbau von Hackfrüchten ein hohes Erosionspotenzial¹⁰⁴.

Risiko	Kultur
Sehr geringes Risiko	Kunstwiese
Geringes Risiko	Wintergerste, Winterroggen, Hafer, Sommergetreide, Raps
Mittleres Risiko	Winterweizen, Erbsen
Hohes Risiko	Mais, Rüben, Kartoffeln, Soja, Tabak, Sonnenblumen

und angepasste Bewirtschaftungsmassnahmen durchzuführen, ist ein erster essenzieller Schritt im angewandten physikalischen Bodenschutz.

4.2.2 Bodenbelastung durch nicht standortgerechte Bewirtschaftung

Obwohl manche Ursachen für Bodenverdichtung und Erosion natürlichen Ursprungs sind, wird der grösste Teil der physikalischen Bodenbelastungen durch eine nicht standortgerechte Bewirtschaftung von Böden verursacht. Auch die Bewirtschaftung zu einem ungünstigen Zeitpunkt zählt zu den wichtigsten Ursachen für Bodenverdichtung und Erosion in der Land-, Wald- und Bauwirtschaft. Die Kantone haben insbesondere den korrekten Umgang mit Boden bei Bauprojekten sicherzustellen (Art. 6, 7 und 13 VBBo). In der Waldwirtschaft betrifft dies vor allem die Holzernte mit schweren Maschinen^{115,116}. Eine übermässige Holzernte kann auch zu einer Schwächung der Vegetationsdecke führen, was besonders in Hanglagen das Erosionsrisiko erhöht (NFP 68-Projekt BODENSTABILITÄT). In der Landwirtschaft führt vor allem der Einsatz schwerer Maschinen mit hohem Kontaktflächendruck auf nassen Böden zu Verdichtungen von Ober- und Unterboden¹⁰⁵. Der Kontaktflächendruck (Abb. 29,

S. 49) ergibt sich aus dem Gewicht pro Auflagefläche und wird durch die Radlast, die Reifendimension und den Reifeninnendruck bestimmt. Mit der Verwendung breiterer Reifen lassen sich Verdichtungsschäden im Unterboden nur dann vermeiden, wenn die Radlast nicht zunimmt. So zeigten Untersuchungen im NFP 68-Projekt BODENVERDICHUNG, dass ab einer Radlast über 5 Tonnen auch durch das Absenken des Reifendrucks ein Verdichtungsrisiko für den Unterboden besteht¹¹⁷. Die beim Fahren durch die Reifen im Boden erzeugten Scherkräfte unterbrechen die Porenkontinuität. Besonders nachteilig wirkt sich das Durchdrehen der Antriebsräder, der sogenannte «Reifenschlupf», aus. Bei wiederholtem Pflügen in gleicher Tiefe treten Verdichtungen an der Untergrenze der Pflugtiefe besonders häufig auf. Dadurch haben es Pflanzen schwerer, tiefe Wurzeln auszubilden. Infolgedessen kann in nassen Jahren Staunässe und in trockenen Jahren Wassermangel das Wachstum der Pflanzen begrenzen. Auf Weideflächen kommt es bei intensiver Nutzung zu Verdichtungen des Oberbodens durch Viehtritt¹¹⁸. Auch häufiges Befahren zur Mahd oder Gülleausbringung auf nassen Weideflächen kann Oberflächenverdichtungen hervorrufen. Verminderte Infiltration und Wasserspeicherfähigkeit von oberflächlich verdichteten Böden führt bei ungünstigen Witterungsverhältnissen zu grösserem Oberflächenabfluss und damit stärkerer Bodenerosion sowie lokalen Überschwemmungen¹¹⁰.

Das bewirtschaftungsbedingte Erosionsrisiko von Ackerböden ergibt sich vor allem aus dem Bedeckungsgrad. Dabei spielt die langfristige Planung der Fruchtfolge und deren Auswirkung auf die Aggregatstabilität und die obs die entscheidende Rolle¹²⁰. Gewisse landwirtschaftliche Kulturen, vor allem Hackfrüchte, weisen bewirtschaftungsbedingt ein erhöhtes Erosionsrisiko

auf (Tab. 6). Durch das mechanische Aufbrechen der Aggregate erhöht auch eine intensive Bodenbearbeitung die Erosionsgefahr. Mit sinkender Bodenbearbeitungsintensität (vgl. Glossar) nimmt das Erosionsrisiko in folgender Reihenfolge ab: konventionelle Bodenbearbeitung → strategische Bodenbearbeitung → reduzierte Bodenbearbeitung → Mulchsaat¹²¹. Unter Umständen wird die Bodenbearbeitung von anderen Bewirtschaftungsmassnahmen vorgegeben. Verzichtet man auf Pflanzenschutzmittel, ist in der Regel eine erhöhte Bodenbearbeitungsintensität zur Unkrautunterdrückung notwendig.

Die Nutzungsänderung alpiner Weidestandorte in den letzten Jahrzehnten wirkt sich ebenfalls auf das Bodenerosionsrisiko aus. Die als Sommerweide genutzten Flächen nahmen von 1954 bis 2005 um rund einen Viertel ab, während sich der Viehbestand verdoppelte¹²². In den Modellre-

gionen Urseren (UR), Obergoms (VS) und Bedretto (TI) liess sich das 42 bis 92 Prozent erhöhte Vorkommen flachgründiger Rutschungen auf eine Intensivierung der Weidenutzung zurückführen¹¹⁰. Die Förderung reduzierter Beweidung besonders sensibler Flächen könnte das Erosionsrisiko alpiner Standorte deutlich verringern. Dies erscheint besonders bedeutsam, da die als Folge des Klimawandels veränderte Dynamik der Schneeschmelze das Erosionsrisiko an alpinen Standorten zusätzlich erhöht¹¹⁰.

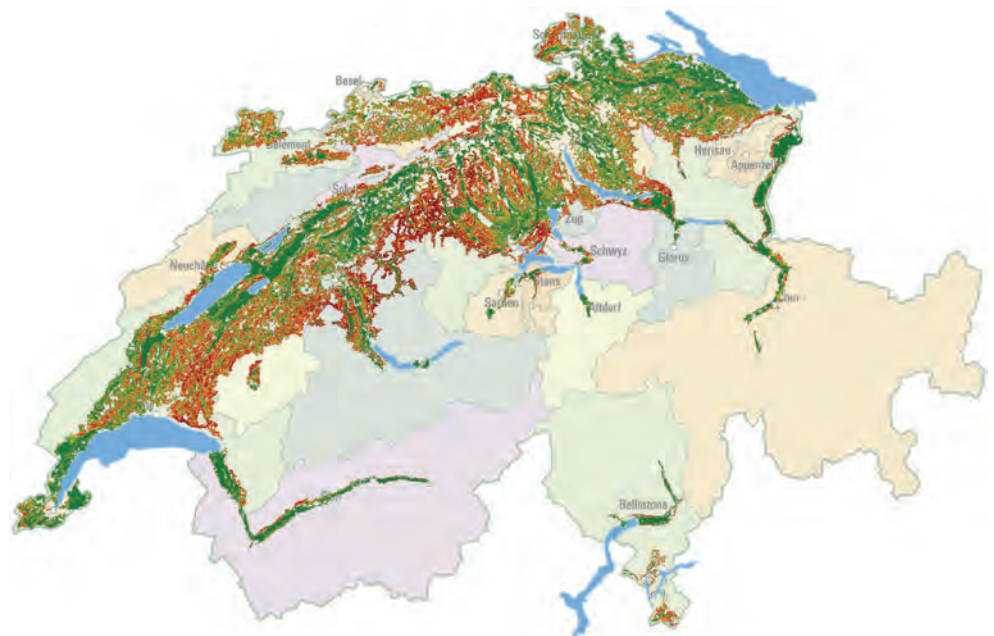
4.3 Erosions- und Verdichtungsgefährdung der Böden

4.3.1 Erosionsempfindlichkeit von Schweizer Böden

Zur Abschätzung des Erosionsrisikos wurde eine Erosionsrisikokarte für die gesamte Schweiz erstellt (Abb. 30). Die dazu ermit-

Abbildung 30
Die Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlich genutzten Fläche der Schweiz zeigt den grossen Einfluss der Topografie auf die Erosionsgefährdung^{112,123}.

Erosionsrisiko in t/(haxa)



telte potenzielle Erosion wurde mit Hilfe einer für die Schweiz angepassten Form der allgemeinen Bodenabtragsgleichung (Kapitel 4.2.1, S. 48) unter der Annahme eines permanent unbedeckten Standortes erstellt¹²³. Die räumliche Verteilung erosionsgefährdeter Ackerstandorte in der Schweiz zeigt ein sehr heterogenes Muster ohne räumlich konzentrierte Schwerpunktre-gion¹¹². Bei konventionellem Pflugeinsatz und einer Fruchtfolgegestaltung ohne Zwischenfrüchte ist auf 17 Prozent der Ackerflächen eine starke Erosion von mehr als 4 t/ha/a zu erwarten. Bei weiteren 22 Prozent der Flächen liegt die Erosionsgefahr im kritischen Bereich von 2 bis 4 t/ha/a, während 61 Prozent aller Ackerflächen wenig erosionsgefährdet (unter 2 t/ha/a) sind. Vegetationsbedingte Faktoren, die auf die Bodenfestigkeit einwirken, sind bei der potenziellen Erosionsgefährdung nicht berücksichtigt, sodass die tatsächliche Erosion an einem Standort damit nicht über-

einstimmen muss. Ausserdem wurde aufgrund fehlender Bodenkarten der Einfluss der Bodentextur nicht berücksichtigt. Bei Berücksichtigung des Tongehaltes wären wesentlich verlässlichere Aussagen über die Bodenerosionsgefahr möglich.

Im NFP 68-Projekt BODENSTABILITÄT wurden 218 flachgründige Hangrutschungen in der Schweiz auf die ihnen zugrunde liegenden Faktoren untersucht. Ein seriell angewendeter 3-Stufen-Filter berücksichtigte Aspekte der Bodenmechanik (Scherparameter, Hangneigung), der Vegetation (Kriterien für optimalen Schutz vor flachgründigen Rutschungen nach der Wegleitung «Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald» [NaiS]¹²⁴ sowie Erkenntnisse aus dem NFP 68-Projekt BODENSTABILITÄT¹²⁵ und der Geländeform¹²⁶. Mit dem bodenmechanischen Kriterium liessen sich nahezu 50 Prozent der Ereignisse erklären, mit jenem der Vegetation weitere 40 Pro-

Abbildung 31
3-Stufen-Filter zur Analyse flachgründiger Rutschungen. Die Anwendung des 3-Stufen-Filters zur Analyse flachgründiger Rutschungen zeigt, dass 50 Prozent der Rutschungen durch die Bodenmechanik erklärt werden können. Bei weiteren 40 Prozent der Rutschungen übte die Vegetation den entscheidenden Einfluss aus, während die Geländeform nur 7 Prozent erklärte.

NFP 68-Projekt BODENSTABILITÄT¹²⁵.

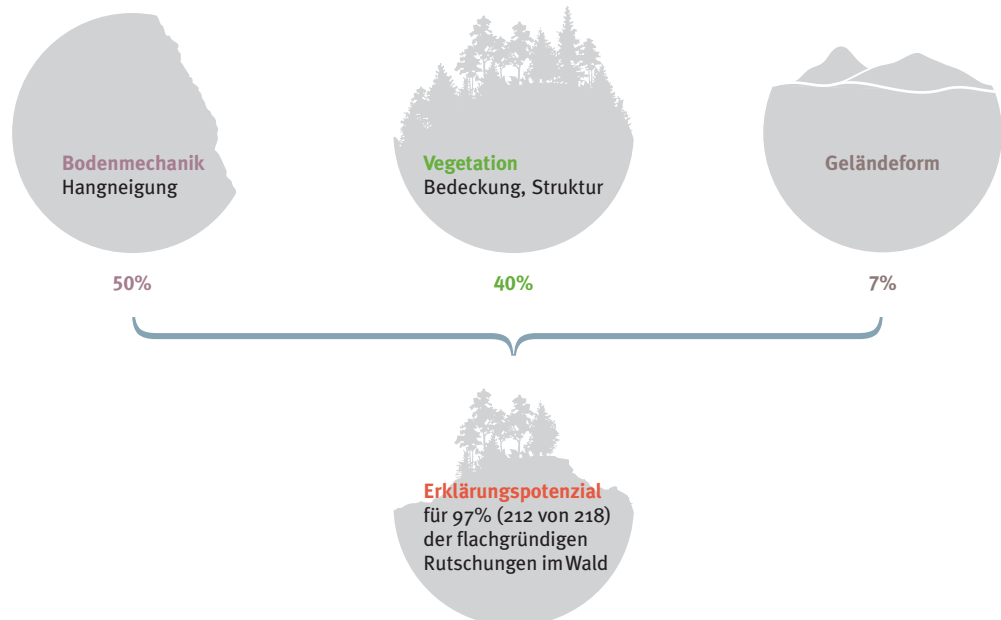
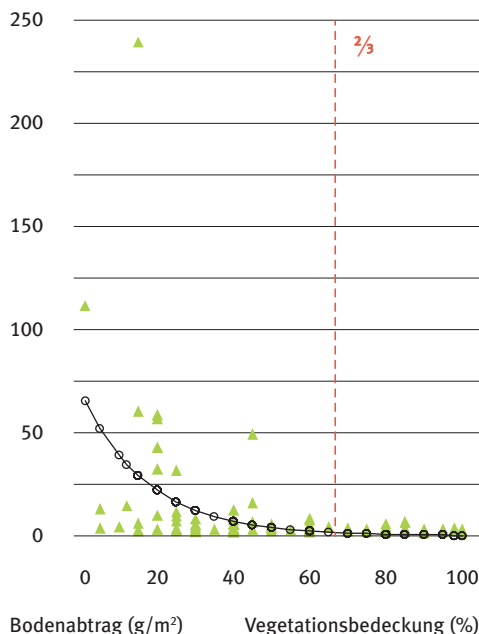


Abbildung 32

Zusammenhang zwischen Vegetationsbedeckung und gemessenem Bodenabtrag. Zwischen der Vegetationsbedeckung auf 20° geneigtem Gelände und dem gemessenen Bodenabtrag besteht ein exponentieller Zusammenhang. Dieser bestätigt die Faustregel, wonach für die Stabilisierung steiler Hänge eine Vegetationsbedeckung von zwei Dritteln notwendig ist.

NFP 68-Projekt BODENSTABILITÄT^{125,129}.

-- 2/3 Vegetationsbedeckung



zent und mit der Geländeform zusätzlich 7 Prozent – insgesamt 212 von 218 Ereignissen (Abb. 31). Gut strukturierte Wälder halten demnach um bis zu 5° steilere Hänge standfest, als aus bodenmechanischer Sicht für das reine Bodenmaterial zu erwarten ist^{127,128}. Solche Wälder sind möglichst reich an Arten und Wurzelstruktur, sind zu mehr als 60 Prozent bedeckt (Baumschicht $\geq 40\%$) sowie gut abgestuft hinsichtlich Baumhöhe und Altersstruktur. Zudem konnte die in der Praxis gängige Faustregel von zwei Dritteln Vegetationsbedeckung als Schutz vor flachgründigen Rutschungen bestätigt werden (Abb. 32).

4.3.2 Verdichtung von Schweizer Böden

Aus der landwirtschaftlichen Praxis und der Untersuchung von Versuchsflächen gibt es zahlreiche Indizien für eine Strukturschädigung vieler Böden¹³⁰. Das Ausmass der Bodenverdichtung in der Schweiz

ist jedoch nicht genau quantifizierbar, weil diesbezüglich keine grossräumigen Messresultate vorliegen. Erschwerend kommt hinzu, dass die verfügbaren Methoden zur Messung und Beurteilung stark streuende Ergebnisse liefern¹³¹. Schliesslich existieren noch keine gesetzlich festgelegten Richtwerte zur Beurteilung der Bodenverdichtung. Durch den Einsatz immer grösserer und schwerer Maschinen, vor allem im Ackerbau, wird das Problem der Bodenverdichtung zunehmen.

Aufgrund der grossen befahrbaren Fläche ist Bodenverdichtung vor allem für landwirtschaftlich genutzte Böden relevant. Aber auch in der Bauwirtschaft können der Einsatz schwerer Maschinen und unsachgemässe Bodenbewegungen zu starken Unterbodenverdichtungen führen. Da in der Bauwirtschaft der Boden ganzjährig Belastungen ausgesetzt ist und ein starker wirtschaftlicher Druck besteht, kommt der Ein-

Abbildung 33

Fahrspurtypen als Indikator für die Beeinträchtigung des Waldbodens.

Fahrspurtypen werden als Indikator für die funktionelle Beeinträchtigung des Bodens in der Waldwirtschaft genutzt. Dabei ist ein genauer Grenzwert zwischen Spurtyp 2 und 3 noch nicht definiert¹¹⁶. Während die geringe Verdichtung bei Spurtyp 1 (Foto unten links) wieder rückgängig gemacht werden kann, kommt es bei der irreversiblen Verdichtung des Spurtyps 3 (Foto unten rechts) infolge von Wasserstau zu einer Graufärbung des Bodens.

Fotos: P. Lüscher, M. Walser, wsl.



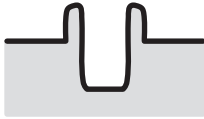








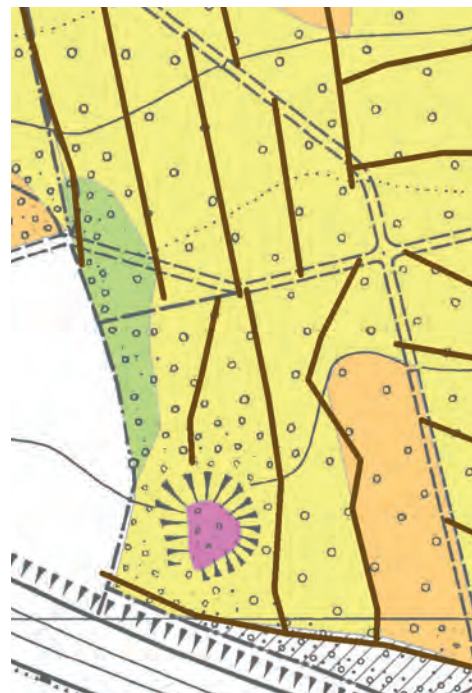
	Spurtyp 1	Spurtyp 2	Spurtyp 3
Spurbild			
Bodenstruktur	intakt	beeinträchtigt	geschädigt
Mikrobielle Prozesse	aerob	aerob und anaerob	anaerob
vorwiegendes Treibhausgas	CO ₂	N ₂ O	CH ₄
Durchwurzelbarkeit	normal	vermindert	eingeschränkt
Bodenfunktionen	nicht beeinträchtigt	beeinträchtigt	geschädigt
			

Abbildung 34

Ausschnitt aus der Verdichtungsrisikokarte des Kantons Aargau. Die Karte kann dazu genutzt werden, in der Waldwirtschaft durch angepasste Bewirtschaftungsmassnahmen Bodenverdichtungen vorzubeugen¹¹⁶.

Verdichtungsrisiko

-  nicht klassiert
-  gering
-  mittel
-  hoch
-  sehr hoch
-  nicht befahrbar
- Feinerschliessung



haltung von bundesweiten Richtlinien besondere Bedeutung zu^{132,133}. In der Waldwirtschaft führt der zunehmende Einsatz schwerer Erntemaschinen zu einer stärkeren Bodenverdichtung in Fahrspuren¹¹⁶. Um den Druck zu minimieren, können Raupenfahrzeuge eingesetzt werden, die auf ebenem Gelände eine deutlich grössere Kontaktfläche haben. Die Entwicklung von sogenannten «Bogiebändern», die bei Radfahrzeugen eine Art Raupe simulieren, soll auch in unebenem Gelände eine gleichmässige Verteilung der Radlast ermöglichen. Wissenschaftliche Untersuchungen über den Einfluss von Bogiebändern auf die Bodenverdichtung sind allerdings noch nicht abgeschlossen¹¹⁶.

Bei einer Spurtiefe von über 10 Zentimetern, die bis in den Unterboden reicht und zu einer ausgeprägten seitlichen Aufwölbung des Bodens führt, wird von einer

funktionellen Beeinträchtigung des Bodens ausgegangen. Dies bedeutet, dass die Durchwurzelung eingeschränkt ist und die Treibhausgase CH_4 und N_2O entstehen können (Abb. 33)⁶⁰. Bisher fehlt jedoch ein Grenzwert, ab dem eine Bodenverdichtung durch biologische Aktivität nicht mehr regenerierbar ist. Laut dem Schweizerischen Landesforstinventar sind 0,7 Prozent der waldwirtschaftlichen Flächen durch Befahrung strukturgeschädigt, mit einem räumlichen Schwerpunkt im Mittelland³⁸. Davon entfallen drei Viertel der Flächen auf geplante Rückegassen, die dem Transport gefällter Bäume bis zu einer befestigten Waldstrasse dienen.

Obwohl einheitliche landesweite Messungen zum Bodenverdichtungsrisiko bisher fehlen, wurde auf regionaler Ebene das Verdichtungsrisiko anhand der Standortkarte, der geologischen Karte und der Bodenkarten charakterisiert¹³¹. So zeigt

eine Verdichtungsrisikokarte des Kantons Aargau (Abb. 34), wo die Böden empfindlich auf Befahrung reagieren können. Ein Viertel der Waldfläche weist demnach eine hohe Verdichtungsgefährdung auf¹³⁴. In Kombination mit der aktuellen Saugspannung, die für ausgewählte Standorte dem Bodenmessnetz Nordwestschweiz (www.bodenmessnetz.ch) entnommen werden kann, und der eingesetzten Maschine lässt sich mit Hilfe der Karte die Befahrbarkeit eines Bodens ermitteln.

4.4 Zwischenfazit: Massnahmen gegen Bodenerosion und Bodenverdichtung

4.4.1 Regeneration verdichteter Böden

Die Regeneration von Bodenverdichtungen stellt einen langwierigen Prozess dar, der Jahrzehnte andauern kann. Da es in dieser Zeit zu Einschränkungen von Bodenfunktionen und in der Folge zu Er-

Abbildung 35

Die Biomasse von Soja, Weizen und Mais in verdichtetem Boden mit und ohne künstliche Makroporen im Vergleich zu unverdichtetem Boden zeigt, dass durch die Schaffung künstlicher Makroporen die Produktionsfunktion des Bodens weitgehend wiederhergestellt werden kann.

NFP 68-Projekt BODENVERDICHUNG¹³⁷.

- Mais — $p = 0,19$
- verdichtet
- verdichtet mit künstlichen Makroporen
- Soja — $p = 0,03$
- verdichtet
- verdichtet mit künstlichen Makroporen
- Weizen — $p = 0,03$
- verdichtet
- verdichtet mit künstlichen Makroporen

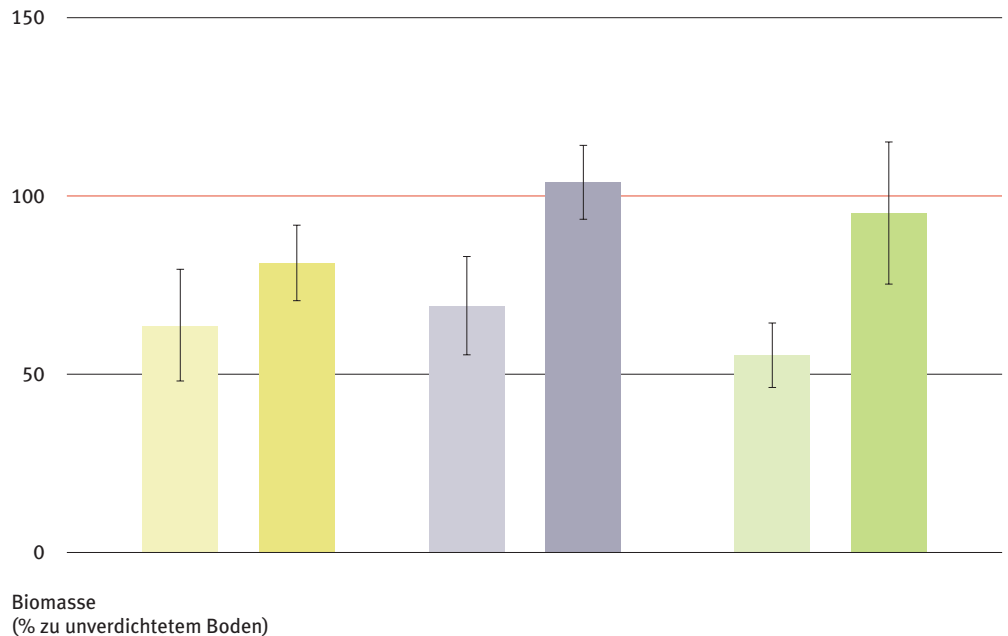


Abbildung 36

Der Energieverbrauch eines Regenwurms für die Bodenauflöckerung in einem schluffigen Lehm und einem lehmigen Sand ist abhängig von der Bodenfeuchte.

Foto: S. Ruiz, ETH Zürich;
NFP 68-Projekt BODENVERDICHUNG⁴⁰.

- Regenwurmgrenze
- Schluffiger Lehm
- ◆ Lehmiger Sand

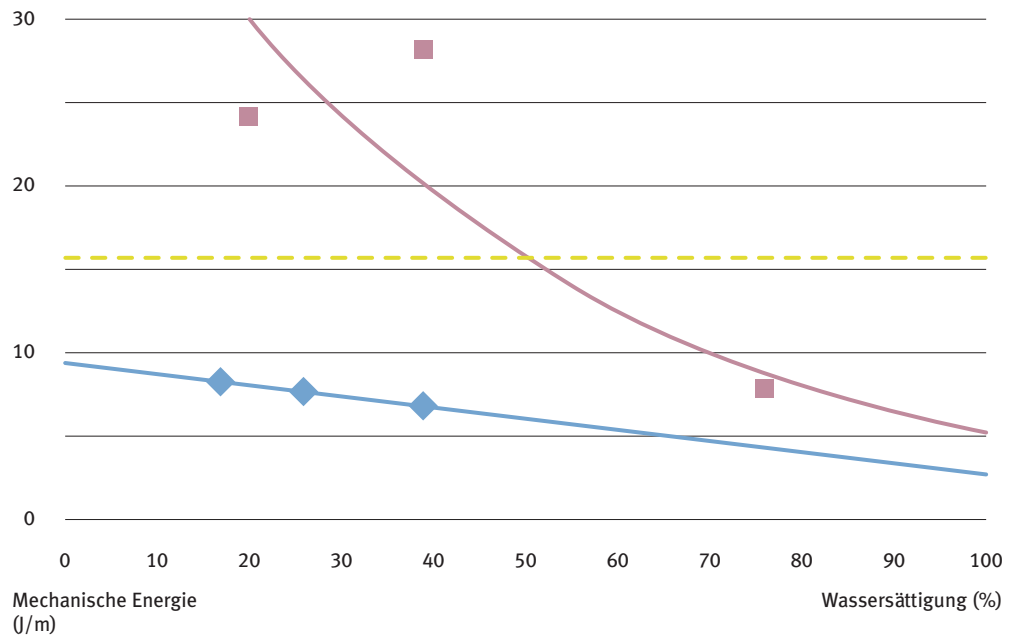
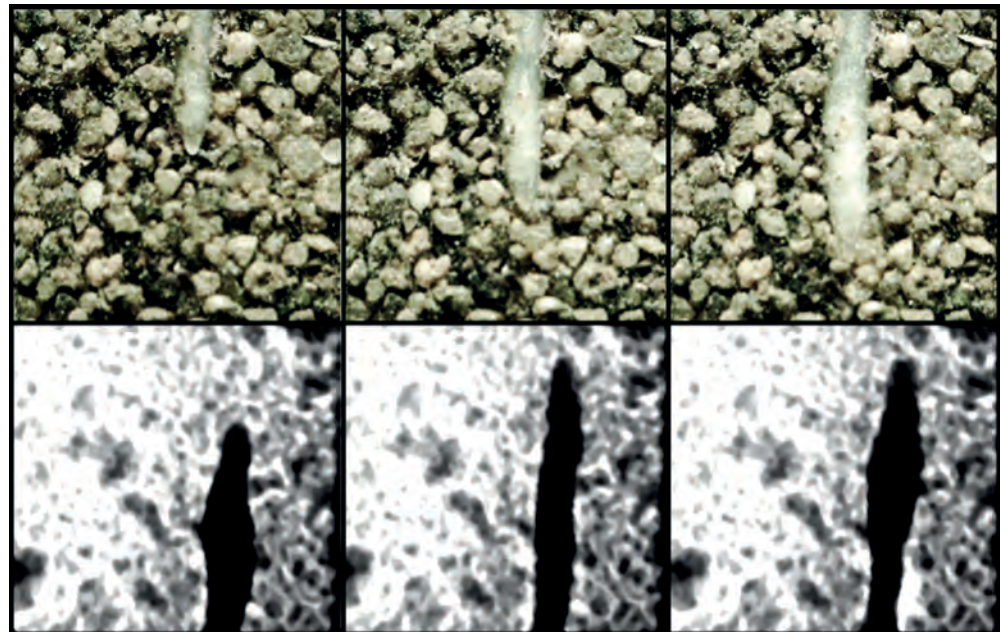


Abbildung 37

Zeitraffer-Neutron-Radiografie-Aufnahmen von Pflanzenwurzeln- (obere Bilder, nach 2 Stunden) und Regenwurmaktivität (untere Bilder, nach 40 Sekunden). Die Wachstumsgeschwindigkeit von Pflanzenwurzeln ist wesentlich kleiner als die Fortbewegungsgeschwindigkeit von Regenwürmern.

NFP 68-Projekt BODENVERDICHUNG.



NFP 68-Projekt BODEN- VERDICHUNG

Regeneration verdichteter Böden

Das Projektteam untersuchte die Regeneration der Bodenstruktur nach einem Verdichtungsereignis sowie die wichtigsten biophysikalischen Mechanismen, die zur Regeneration verdichteter Bodenstrukturen beitragen⁹. Zu diesem Zweck legte das Team den Langzeitfeldversuch «Soil Structure Observatory» (sso) (www.sso.ethz.ch) an der Agroscope Reckenholz an, der die Möglichkeit bietet, die Bodenregeneration nach einem Verdichtungsereignis zu erforschen¹⁰⁵. Die Ergebnisse zeigen, dass verdichtungsbedingte Verschlechterungen des bodenphysikalischen Zustandes einen direkten Einfluss auf die Wurzelentwicklung sowie den Ertrag haben. Die Pflanzen im verdichteten Boden bildeten weniger Wurzeln, die zudem eine andere Anatomie aufwiesen. Die veränderten bodenphysikalischen Zustände führten zu einer Wurzelausprägung mit grösseren Aerenchymen, die für den gewebeinternen Austausch von Sauerstoff innerhalb der Pflanze verantwortlich sind¹³⁹.

Das Wasser- und Gastransportvermögen sowie der mechanische Eindringwiderstand des Bodens erholten sich innerhalb der ersten zwei Jahre nach Verdichtung nur wenig. Die Regenerationsrate des Bodens nahm mit der Bodentiefe ab, da wichtige Prozesse wie biologische Aktivität und Wassergehaltsschwankungen vermehrt im Oberboden ablaufen. Durch die kurze Versuchsdauer ist es bisher schwierig, genaue Regenerationszeiten des Bodens abzuschätzen, doch wird der Versuch weitergeführt¹⁰⁵.

Eine Laborstudie zeigte, dass sich Pflanzen und Wurzeln in Topfversuchen ähnlich verhalten wie im Feld. Diese Erkenntnis wird die wissenschaftliche Untersuchung von Auswirkungen von Bodenverdichtungen auf die Entwicklung von Nutzpflanzen beschleunigen, da Ergebnisse aus Topfversuchen unter kontrollierten Bedingungen wertvolle Informationen für weitere Feldforschungen liefern können¹³⁸. Die Versuche ergaben, dass die Wachstumsrate von Nutzpflanzen in verdichteten Böden stark von der Geometrie der Wurzelspitze abhängt. Diese Erkenntnis ist für die Züchtung von Nutzpflanzen wichtig, da sie helfen kann, Bodenverdichtung durch angepasste Sorten aktiv zu regenerieren¹³⁸.

Das Projekt belegte ausserdem, dass künstlich erzeugte Makroporen das Pflanzenwachstum in verdichteten Böden deutlich fördern können¹³⁷. Sowohl Pflanzenwurzeln als auch die Aktivität von Regenwürmern leisteten einen wertvollen Beitrag zur Entwicklung einer Porenstruktur in verdichteten Böden. Obwohl Wurzeln einen rund zehn Mal höheren Druck erzeugen können als Regenwürmer, ist die Wachstumsgeschwindigkeit von Pflanzenwurzeln wesentlich kleiner als die Fortbewegungsgeschwindigkeit von Regenwürmern¹⁴⁰.

tragseinbussen kommt, ist Bodenverdichtung in erster Linie zu vermeiden. Eine grosse Herausforderung des vorbeugenden Bodenschutzes besteht darin, das Verdichtungsrisiko standortabhängig und situationsbedingt zu erkennen. Unterstützung bietet dabei das Simulationsmodell «Terranimo», mit dem durch Angaben zu Reifendruck, Radlast, Bodentextur und Saugspannung das Verdichtungsrisiko abgeschätzt werden kann¹³⁵. Eine konsequente Anwendung dieses Werkzeugs hilft, Verdichtungsrisiken zu erkennen und Ver-

dichtungsschäden wirksam vorzubeugen. Ausserdem lässt sich mit konstruktiven Massnahmen wie Allradantrieb, hydrostatischen Fahrtrieben, ausgeglichener Gewichtsverteilung sowie einem niedrigen Reifenfülldruck das Verdichtungsrisiko beim Befahren weiter minimieren¹³⁶. Ergebnisse des Versuchs «Soil Structure Observatory» (Kasten NFP 68-Projekt BODENVERDICHUNG, S. 57) zeigen, dass gewisse Bodenbewirtschaftungsformen wie Dauergrünland, Fruchtfolgen oder Schwarzbrache die Regeneration des Bodens beschleunigen,

eine Verdichtung aber dennoch nicht vollständig aufzuheben vermögen. Vor allem die Schaffung künstlicher Makroporen erwies sich als vielversprechender Ansatz, um das Pflanzenwachstum auf verdichteten Böden mit mechanischen Mitteln kurzfristig wiederherzustellen¹³⁷. Das Wachstum von Soja-, Weizen- und Maiswurzeln orientiert sich an den künstlich geschaffenen Poren. Durch die Neuschaffung dieser Porenräume wurde das anfängliche schwache Wachstum in späteren Entwicklungsstadien der Kulturpflanzen wieder ausgeglichen (Abb. 35, S. 55). Künstliche Makroporen können die vollständige Funktionalität des Bodens in Hinsicht auf dessen Regulierungsfunktion allerdings nur eingeschränkt wiederherstellen. Dabei ist die Förderung der biologischen Aktivität für die Schaffung einer gesunden und funktionalen Bodenstruktur unerlässlich. Eine Studie im Rahmen des NFP 68-Projekts **BODENVERDICHUNG** untersuchte den Einfluss von Bodenverdichtungen auf die Wurzelstruktur von Triticale und Soja unter Labor- und Feldbedingungen. Sie zeigte, dass sich eine Verkleinerung des Wurzeldurchmessers und eine vermehrte Ausbildung von Aerenchymen positiv auf das Pflanzenwachstum auswirken^{138,139}. Dies eröffnet neue Möglichkeiten für die Züchtung verdichtungstoleranter Sorten, die in verdichteten Böden nicht nur besser wachsen, sondern auch die Regeneration verdichteten Bodens beschleunigen können. Eine weitere wichtige Möglichkeit, ein gesundes Porensystem im Boden wiederherzustellen, ist die Förderung der Regenwurmaktivität (NFP 68-Projekt **BODENVERDICHUNG**, Abb. 36, S. 56 und Abb. 37, S. 56)¹⁴⁰. Da die biologische Aktivität Verdichtungen in zunehmender Tiefe nur erschwert beseitigen kann, sollte als Regenerationsmassnahme auch die mechanische Unterbodenlockerung in Betracht gezogen werden.

4.4.2 Massnahmen gegen Bodenerosion

Obwohl der Verlust von Oberboden zum Teil ein natürlicher Vorgang ist, kann die Erosion eine irreversible Minderung der Ökosystemleistungen des Bodens bewirken. Vorbeugende Massnahmen stellen den einzig möglichen Schutz vor Bodenerosion dar. Welche erosionsmindernde Massnahme wirksam ist, hängt jedoch von der Art der Landnutzung ab.

4.4.2.1 Waldwirtschaft

Ergebnisse des NFP 68-Projekts **BODENSTABILITÄT** (S. 61) zeigen, dass zur Vermeidung von Hangrutschen Walddücken in der Falllinie eine Länge von 20 Metern nicht überschreiten sollten. Die Breite der Vegetationslücke spielt hingegen eine untergeordnete Rolle. Dies steht im Einklang mit den bestehenden Vorgaben der Profile für Rutschungen, Lawinen und Steinschlag der NaiS-Wegleitung¹²⁴. Waldbauliche Eingriffe, die zum Ziel haben, die Strukturvielfalt des Waldes zu erhöhen, können auch zur Bodenstabilität beitragen. Dabei sind neben der oberirdischen Diversität auch die unterirdische Artenvielfalt, insbesondere der Mykorrhiza, sowie die Altersverteilung des Baumbestandes entlang verschiedener Sukzessionsphasen von Bedeutung. Ein reiches Spektrum an Arten, Sukzessionsstadien, Pflanzenalter, Schichtung, Durchwurzelungstiefe und Wurzelarchitektur stabilisiert den Boden effizienter und nachhaltiger (Abb. 38, S. 59). Besonders an steilen Hängen, wo Wälder zu Einförmigkeit tendieren, sind Verjüngungsschläge eine wichtige Massnahme, um die Altersdiversität des Bestandes zu erhöhen. Die Pflegemassnahmen sollten sich, auch im Sinne der Nachhaltigkeit im Schutzwald (NaiS), wenn möglich an den natürlichen Sukzessionsprozessen und den Standortbedingungen orientieren. Unter besonderen Bedingungen, zum Beispiel an vernäss-

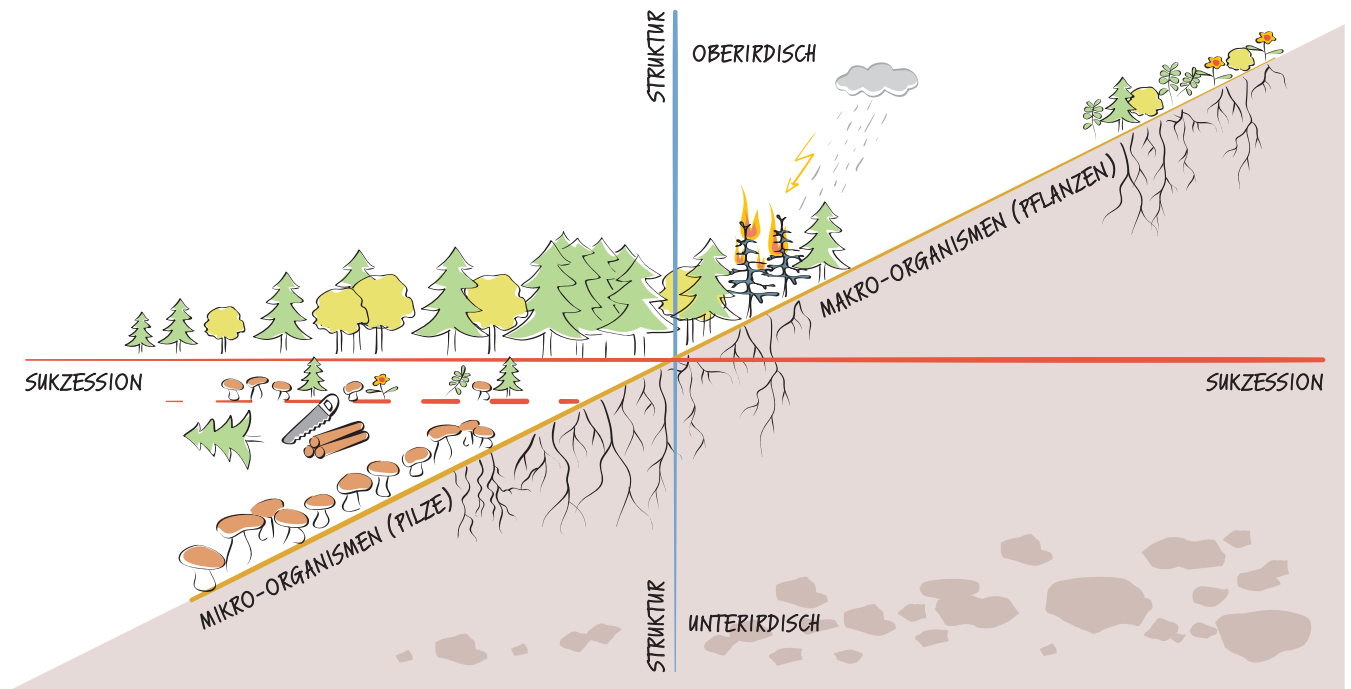


Abbildung 38

Vegetationsstrukturen zur Stabilisierung von Hängen und zum Schutz vor Erosion. Eine dreidimensionale Vielfalt von ober- und unterirdischen Strukturen hilft, Hänge zu stabilisieren und vor Erosion zu schützen. Die Vielfalt von Pflanzen- und Mykorrhizapilzarten kann bewusst gesteuert werden, sie unterliegt aber der Sukzession, menschlichen Eingriffen durch Pflege und Unterhalt und natürlichen Störungen wie Windwurf, Borkenkäferbefall, Feuer und Lawinen.

Illustration: Nadja Stadelmann;
NFP 68-Projekt BODENSTABILITÄT²⁵.

ten Standorten, kann die aktive Erhaltung einer Sukzessionsphase mit möglichst hoher Evapotranspiration die Bodenstabilität zusätzlich erhöhen. Auf eine intensive landwirtschaftliche Nutzung innerhalb und oberhalb rutschungsgefährdeter Hänge sollte generell verzichtet werden. Zu viele verfügbare Nährstoffe können zu einer Abnahme des Wurzelwachstums und der Mykorrhizierung führen¹⁴¹. Auch Bodenverdichtung beeinträchtigt die bodenstabilisierenden Wirkungen der Wurzeln und Hyphen von Mykorrhizapilzen. Durch den Einbezug der unterirdischen Biodiversität in Aufforstungs- und Bepflanzungskonzepte, beispielsweise durch das Impfen (Inokulation) mit Mykorrhizapilzen, lässt sich die bodenstabilisierende Wirkung der Vegetation deutlich fördern. Dies konnte sowohl für spezifische Ektomykorrhiza-Arten^{142–144} als auch für das kommerzielle

Inokulumprodukt «Forst»^{145,146} gezeigt werden. Allerdings waren je nach Pflanze-Pilz-Kombination deutliche Unterschiede festzustellen (Abb. 39, S. 60). Im Hinblick auf die Wahl geeigneter Mykorrhizapilze für eine effiziente Inokulation sind entsprechend Wissenslücken zu schliessen.

4.4.2.2 Ackerstandorte

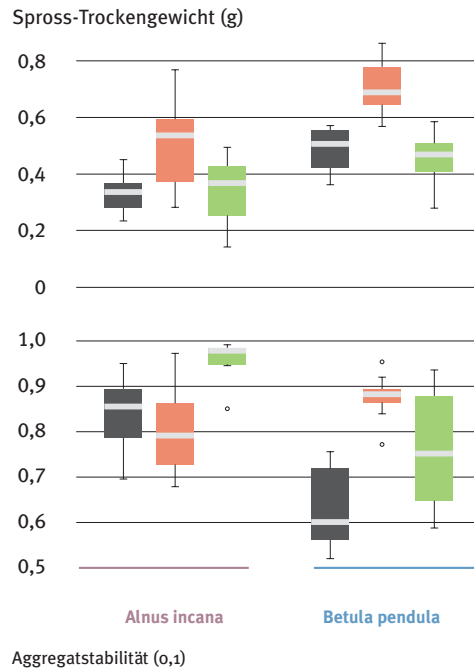
Um die Bodenerosion auf Ackerstandorten zu verringern, sollte die Zeitspanne ohne Bodenbedeckung weitestgehend kurz gehalten werden. Exemplarische Vergleichsmessungen in Trenthorst (DE) ergaben, dass mehrjähriger Kleegrasanbau die Infiltrationsleistung der Böden im Vergleich zu umliegenden Flächen mit einseitiger Fruchtfolge (Raps, Weizen, Gerste) deutlich erhöhte¹⁴⁷. Ausserdem kann durch eine reduzierte Bodenbearbeitung die Stabilität der oberflächlichen Bodenaggregate

Abbildung 39

Auswirkung unterschiedlicher Mykorrhiza-Inokuli (kommerziell, spezifisch) zusammen mit Erle (*Alnus incana*) und Birke (*Betula pendula*) auf das Pflanzenwachstum (obere Grafik) und die Aggregatstabilität (untere Grafik) im Vergleich zu unbehandelten Kontrollpflanzen. Die Auswirkung von Mykorrhiza auf das Pflanzenwachstum und die Aggregatstabilität hängt von den Wirtspflanzen und den Mykorrhiza-Arten ab.

NFP 68-Projekt BODENSTABILITÄT¹²⁵.

Inokulum
 ■ ohne
 ■ kommerzielles
 ■ spezifisches



erhöht und somit die Erosionsanfälligkeit gesenkt werden. Eine Szenarioberechnung für Schweizer Ackerböden, bei der flächendeckend die Bodenbearbeitung mit dem Pflug durch Direktsaat sowie die Winterbrache durch Zwischenkulturanbau ersetzt wurden, zeigte, dass das Bodenerosionsrisiko im Durchschnitt um rund zwei Drittel abnimmt¹¹¹. Um die Entwicklung stabiler Bodenaggregate zu unterstützen, sollte die biologische Aktivität gefördert werden. Eine vereinfachte Fruchtfolge und der intensive Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Herbiziden können langfristig zu einem Verlust an biologischer Aktivität führen¹⁴⁸ und damit die Bodenerosion verstärken. Als weiterer wichtiger Aspekt sind bei der Bodenbearbeitung hangabwärts gerichtete Fahrspuren zu vermeiden. Dadurch lässt sich die Ausbildung oberflächlicher, präferenzialer Fließwege

minimieren und die Erosionskraft des Oberflächenabflusses verringern. Oberflächenverdichtung vermindert die Infiltrationsleistung des Bodens und erhöht damit die Wassererosion. Eine Reihe anbautechnischer Massnahmen kann die erosionsbegünstigenden Faktoren vermindern. Dazu zählen zum Beispiel die Umwandlung von Ackerflächen in Grünland an steilen Hängen, die Verkürzung der Hanglänge durch die Ausbildung von Böschungen oder Grasstreifen und eine nicht zu feine Saatbettbearbeitung.

NFP 68-Projekt
BODENSTABILITÄT
Bodenbiologische Mass-
nahmen als Schutz vor
Rutschungen

Im Projekt BODENSTABILITÄT untersuchte das Forschungsteam biologische Massnahmen zum Schutz vor flachgründigen Rutschungen. Um die stabilisierende Wirkung von Pflanzen und insbesondere Wäldern sowie die begleitenden Effekte von Symbiosepilzen auf die Hangstabilität möglichst zuverlässig zu quantifizieren, berücksichtigte das Team nebst der Bodenmechanik auch die Vegetationsbedeckung, insbesondere jene von Wäldern, und die Landnutzung. Dabei wurde der Schwerpunkt auf die praxistaugliche Umsetzung der Ergebnisse gelegt.

Die Versuche zur Bodenmechanik (Direktscherversuche) ergaben, dass für die Hangstabilität neben den herkömmlich berücksichtigten Kenngrössen wie Reibungswinkel und Kohäsion auch die Dilatanz wichtig ist. Die Dilatanz beschreibt die Eigenschaft eines Bodens, sein Volumen unter Einwirkung von Scherkräften zu vergrössern und dadurch aufzulockern. Sicherheitsberechnungen zum Abgleiten zeigten, dass durch eine gute Durchwurzelung die Hangstabilität in flachgründigen Böden auch noch gegeben ist, selbst wenn die Hangneigung bis zu 5° steiler ist als der Reibungswinkel der Bodenmatrix¹²⁶.

Mit einer retrospektiven Analyse von 218 flachgründigen Hangrutschungen im Waldgebiet liessen sich 95 Prozent der Rutschungen durch einen seriell angewendeten 3-Stufen-Filter erklären. Mit der Bodenmechanik (Scherparameter, Hangneigung) konnten 50 Prozent der Rutschungen, mit der Vielfalt und Struktur der Vegetation weitere 40 Prozent sowie 7 Prozent aufgrund der Geländeform erklärt werden¹²⁵. Zum effektiven Schutz von Hängen vor Rutschungen eignen sich am besten Wälder mit hoher unter- und oberirdischer Vielfalt bezüglich Alter, Arten, Wurzelstruktur sowie einer Baumartenmischung mit hoher vertikaler und horizontaler Vielfalt. Durch die Etablierung einer schützenden Vegetationsdecke wird die Aggregatstabilität des Bodens erhöht, was sich positiv auf die Hangstabilität auswirkt¹⁴⁹. Dabei können Mykorrhizapilze das Wachstum und das Überleben ihrer Wirtspflanzen fördern und somit die Festigkeit der Bodenaggregate und die Hangstabilität weiter unterstützen (Abb. 39, S. 60). Nach Anwendung einer kommerziellen Impfkultur (Inokulum) wuchsen und überlebten die behandelten Pflanzen bereits nach der ersten Vegetationsperiode signifikant besser. Die Bodenaggregatstabilität war jedoch erst ab der dritten Vegetationsperiode signifikant höher¹⁴⁵.

Wegen der teilweise artspezifischen Wirkung von Mykorrhizapilz-Inokulationen bestehen nach wie vor Unsicherheiten bei der Anwendung in der Praxis. Entsprechend ergibt sich weiterer Forschungsbedarf, um im Rahmen von Wiederaufforstungsmassnahmen eine effiziente und nachhaltige Anwendung garantieren zu können. Eine intensive Landnutzung, die zu Bodenverdichtung führt, und hohe Mengen an Nährstoffen können die oberirdische Vielfalt und die Vielfalt von Mykorrhizapilzen mindern und somit die stabilisierenden Effekte der Vegetation auf Hänge beeinträchtigen¹⁴³. Der dreidimensionalen Vielfalt des Waldbestandes – oberirdisch, unterirdisch und hinsichtlich der Sukzession – sollte bei der Stabilisierung von Hängen somit vermehrte Aufmerksamkeit geschenkt werden.

In den letzten Jahren sind Bodenbelastungen durch Stoffe in den Vordergrund getreten, deren Gefahr man sich bislang nicht bewusst war, die man erst seit kurzem analytisch nachweisen kann, oder es handelt sich um Fremdstoffe, die erst in jüngster Zeit in den Boden eingetragen wurden. Zu diesen neuartigen Fremdeinträgen gehören Nanopartikel, hormonaktive Substanzen, Pflanzenschutzmittel sowie Antibiotikarückstände und deren Abbauprodukte.

Hormonaktive (endokrine) Substanzen sind selbst in kleinsten Mengen wirksam und können den Metabolismus von Bodenlebewesen beeinflussen. Die am weitesten verbreiteten Substanzen wie Estradiol und Estron bauen sich innerhalb von Stunden und Tagen ab¹⁵⁰ – allerdings nur in gut durchlüfteten Böden. Unter sauerstofflimitierenden Bedingungen, wie sie in wassergesättigten Böden oder nach der Gülledüngung auftreten können, werden sie nicht abgebaut und können ins Grund-

NFP 68-Projekt ANTIBIOTIKARESISTENZ

Wie verändert die Bodenbewirtschaftung mikrobielle Lebensgemeinschaften und die antimikrobiellen Resistenzgene?

Der Boden ist ein dynamischer Lebensraum mit einer grossen Vielfalt interagierender Bodenorganismen, die zentral sind für verschiedene Bodenfunktionen wie die Bodenfruchtbarkeit, aber auch für das Wohlergehen der Menschen. Mikroorganismen können empfindlich auf die Bodenbewirtschaftung reagieren. So könnten sich durch den Eintrag von Antibiotika aus Abwasser und Landwirtschaft im Boden antimikrobielle Resistenzen entwickeln, die auf den Menschen über das Trinkwasser übertragen werden könnten. Das Ausmass dieser Gefährdung ist allerdings ungewiss.

Mittels Gensequenzierungstechnologien zeigte das Projektteam, dass eine intensive organische Düngung während 600 Jahren auf einer alpinen Weide am Glaspass (GR) die Mikroorganismen im Boden deutlich beeinflusst. Wird Hofdünger eingesetzt, gibt es deutlich mehr Bakterien, die nährstoffreiche Stoffe verwerten und potenziell am N-Kreislauf beteiligt sind. An einem vergleichbaren Standort, der nur geringe organische Dünger während der Sömmerung erhält, sind andere Bakterien dominant. Die Ergebnisse belegen, dass die natürliche Vielfalt an mikrobiellen Bodengemeinschaften in der Schweiz zu einem gesunden, wirksamen und nützlichen Nährstoffzyklus beiträgt, der widerstandsfähig ist und sich über verschiedene Landwirtschaftssysteme erstreckt.

Bislang existierten nur ungenügende Informationen über Antibiotikaresistenzen im Boden beziehungsweise in landwirtschaftlichen Ökosystemen, um wissenschaftliche Schlussfolgerungen zu ziehen, wie sich die Anwesenheit dieser Gene im Boden auf die Gesundheit auswirkt. Das Projektteam konnte mittels Metagenomik zeigen, dass an den beiden untersuchten Standorten nur eine vernachlässigbare Anzahl klinisch relevanter Resistenzgene nachweisbar war. Mittels zusätzlicher molekulargenetischer Methoden wurde gezeigt, dass durch Gülle zwar antimikrobielle Resistenzgene in den Boden eingebracht werden, die Anzahl der Resistenzgene aber im gut durchlüfteten Oberboden eines Graslandes nur sehr gering und sehr kurzzeitig – über einige Tage oder Wochen – beeinflusst wird. Eine Auswirkung der Bodenbearbeitungsmethode konnte dabei nicht nachgewiesen werden. Allerdings bedarf es weiterer Versuche mit unterschiedlichsten Böden und Verhältnissen, beispielsweise unter wassergesättigten Bedingungen. Zusätzlich müssen das Umweltverhalten der Genträger und das Risiko einer Übertragung von der Gülle zum Grund- oder Oberflächenwasser durch Abflussprozesse (z.B. bei Starkniederschlägen) besser quantifiziert werden. Erst aufgrund dieser weiteren Erkenntnisse können Leitlinien zum Schutz der in der Landwirtschaft Arbeitenden und anderer Personen ausgearbeitet werden (z.B. die Berücksichtigung der Wetterverhältnisse für die Bestimmung des richtigen Zeitpunkts zur Ausbringung von Gülle).

wasser gelangen¹⁵¹. Die langfristigen Auswirkungen der hormonaktiven Substanzen sind noch unklar. Ähnliches gilt für Nanopartikel, die aufgrund ihrer geringen Grösse ein breites Spektrum an möglichen Gefahren für Mensch und Umwelt darstellen. Obwohl die Produktion von Nanopartikeln weltweit zunimmt und sie in praktisch allen Gewässern nachweisbar sind, ist bisher wenig über die Auswirkungen auf Kulturpflanzen und Bodenqualität bekannt¹⁵².

Besonders Tierarzneimittel, die in hohen Dosen verwendet werden und anschliessend über Gülle und Mistausbringung auf die Äcker gelangen, geben Anlass zur Sorge vor der Entwicklung von Antibiotikaresistenzen¹⁵³.

Der Boden ist eine zentrale Schnittstelle in terrestrischen Ökosystemen. Er erfüllt wichtige Funktionen als Lebensraum, als Speicher für Kohlenstoff und Nährstoffe, und er reguliert die Wasser- und Stoffkreisläufe und bietet Schutz vor der Belastung mit Fremdstoffen. Damit liefert der Boden die Grundlagen für das Wachstum von Pflanzen, sorgt für sauberes Trinkwasser und trägt zum Schutz vor Hochwasser und Hangrutschungen bei. Bodenprozesse sind klimawirksam, da Böden zugleich Quelle und Senke für die drei wichtigsten Treibhausgase (CO_2 , CH_4 und N_2O) sind. Darüber hinaus wirken sich Böden über ihren Einfluss auf den Wasserkreislauf langfristig auf den Klimawandel aus. Während diese Rückkopplungen zu den grossen Unbekannten in der Klimamodellierung gehören, ist der verstärkende Effekt auf der kurzen Zeitskala für mehrwöchige Hitzeperioden gut belegt¹⁵⁴.

Der Boden steht in der Schweiz unter Druck. Er wird durch den zunehmenden Flächenbedarf für Siedlungen verbraucht und versiegelt (Thematische Synthese TS₃ des NFP 68 «Eine Bodenagenda für die Raumentwicklung»¹⁰⁹).

Die vorliegende thematische Synthese des NFP 68 zeigt:

(i) Schweizer Böden enthalten in der obs zwar grosse Mengen an C, verlieren aber viel davon durch ackerbauliche Nutzung und insbesondere durch die Entwässerung von Moorböden (Kapitel 2, S. 14). Dies ist ein Indikator, dass die Böden nicht nachhaltig genutzt werden und gefährdet sind. Der Verlust an obs aus Moorböden dominiert die CO_2 -Emissionen in der Schweizer Landwirtschaft. Der Klimawandel – höhere Temperaturen und verstärkte Trockenheit – ist voraussichtlich mit zusätzlichen C-Verlusten der Böden verbunden, die dadurch mehr CO_2 an die Atmosphäre abgeben.

(ii) Die hohe Düngung in der Landwirtschaft führt nicht nur zur Auswaschung grosser Mengen an Nitrat (NO_3^-) und Phosphor (P), sondern auch zu hohen Emissionen des klimawirksamen Lachgases (N_2O) aus dem Boden (Kapitel 3).

(iii) Die unangepasste Befahrung von Böden mit schweren Maschinen führt in der Landwirtschaft zu einer irreversiblen Verdichtung von Böden (Kapitel 4). Auch bei der forstlichen Nutzung sowie bei Baumassnahmen ist mit vergleichbaren, langfristigen Schäden zu rechnen. Gezielte Massnahmen wie künstliche Makroporen oder der Anbau verdichtungsresistenter Pflanzen tragen – allerdings in begrenztem Ausmass – zur Regeneration der Böden bei.

Da es für die Entstehung von Boden Jahrtausende braucht, ist der Boden eine nicht erneuerbare Ressource und muss qualitativ und quantitativ geschützt werden. In der Schweiz fehlt allerdings eine integrale rechtliche und politische Strategie zum nachhaltigen Umgang mit dem Boden. Im Gegensatz hierzu schützt die EU den Boden über die «Soil Thematic Strategy»¹⁷⁰. Deutschland verfügt über das «Bundes-Bodenschutzgesetz», das das Ziel vorgibt, Boden nachhaltig zu schützen beziehungsweise wiederherzustellen. In der Schweiz bieten einzig das Umweltschutzgesetz (USG) von 1983 und die Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) ein rechtliches Fundament für den Bodenschutz. Die Wirkungen sind jedoch beschränkt, da auf kantonaler oder kommunaler Ebene häufig die Interessenabwägung zugunsten der Trägerfunktion von Böden (z.B. für Wohnbauten oder Infrastruktur) ausfällt.

Massnahmen	Organische Bodensubstanz			Treibhausgase			Physikalischer Bodenschutz			Interessenskonflikt
	Wirkung	Daten- grundlage	Referen- zen	Wirkung	Daten- grundlage	Referen- zen	Wirkung	Daten- grundlage	Referen- zen	
Fruchtfolge und permanente Bodenbedeckung	+++	***	34	++	**	78,178	+++	**	127	
Reduktion von Stickstoffdüngung	±	*		+++	***	83	+	*	161	Ökonomische-Sicherheit
Reduzierte Bodenbearbeitungsintensität	±	*		±	*	85	++	**	112	intensiver Herbizideinsatz
Kalkung	±	*	103	++	**	162				
Nitrifikationsinhibitoren				±	**	89				
Pflanzenkohle	++	*	95, 160	+	*	96, 98				Möglicher Eintrag von Schadstoffen, Herkunft der Biomasse, Waldgesetz
Wiedervernässung von Moorböden	+++	***	164, 57	+++	***	77				Nutzungskonflikt
Zukunftsentwicklungen										
Klimawandel	--	**	42,45,46,51	-	*	79	-	*	163	
Extensivierung der Landnutzung	+	*	165	++	*	69	++	**	111	

Tabelle 7
Kombinierte Massnahmen zur Stabilisierung der obs, zur Minderung der Treibhausgasemissionen und zum physikalischen Bodenschutz.

Massnahmen und Empfehlungen zum Schutz von Bodenfunktionen

1 Boden und organische Substanz erhalten

Organische Bodensubstanz (obs) spielt eine Schlüsselrolle für die meisten Eigenschaften und Funktionen von Böden. Der Erhaltung der obs kommt daher sowohl bei der nachhaltigen Bewirtschaftung von Böden als auch für deren Klimawirksamkeit eine besondere Bedeutung zu. Globale politische Impulse wie die «4 per 1000»-Initiative;¹⁵⁵ zielen darauf ab, die Kohlenstoff-(C-)Speicherung im Boden zu fördern. Eine Erhöhung des C-Vorrats um 0,4 Prozent pro Jahr reicht aus, um die globalen CO₂-Emissionen zu binden. Schweizer Waldböden weisen einen höheren obs-Vorrat auf als diejenigen der Nachbarländer (NFP 68-Projekt WALDBÖDEN). Dieser hohe obs-Vorrat birgt eher das Risiko von C-Verlusten, als dass Schweizer Waldböden ein grosses Potenzial zur zusätzlichen C-Speicherung aufwiesen (Tab. 2, S. 34, Tab. 3, S. 38 und Tab. 6, S. 50). Auch Ackerböden, die vormalig als Grasland genutzt wurden, verlieren obs. Organische Düngung kann diese Verluste zwar vermindern, aber nicht gänzlich verhindern (Tab. 7)³⁵. Landesweit betrachtet verlieren Schweizer Böden C, in erster Linie infolge der Entwässerung von Moorböden, bei der obs zu CO₂ abgebaut wird. Der Torfschwund ist mit einer Freisetzung von Stickstoff und

Phosphor verbunden, die zur Gewässereutrophierung führt. Den C-Verlusten in entwässerten organischen Böden stehen die sozioökonomischen Interessen der betroffenen Landwirte gegenüber. Hier ergibt sich ein Zielkonflikt, der nur auf politischer Ebene gelöst werden kann. Vom umwelt- und klimapolitischen Standpunkt aus sollte von einer weiteren Entwässerung der betroffenen Böden abgesehen werden und bereits ergriffene Schutzmassnahmen sollten beibehalten oder verstärkt werden. Eine nachhaltige – und damit auch ökonomisch interessante –, intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung von Moorböden, die gleichzeitig deren Kapazität als C-Speicher bewahrt, ist nach derzeitigem Wissensstand nicht möglich. Die Entwicklung alternativer Nutzungsmöglichkeiten (z.B. Spezialkulturen, extensives Grasland, Paludikultur, Bestockung mit Wasserbüffeln), die die langfristige Stabilität dieser Böden gewährleisten, sollte gefördert werden. Die Resultate des NFP 68-Projekts MOORBÖDEN zeigen, dass Zahlungen zur Kompensation von Ertragsausfällen zugunsten des Klimaschutzes, zum Beispiel aus Klimafonds, einen vielversprechenden Ansatz zur Unterstützung nachhaltigerer Produktionssysteme darstellen würden.

Die obs ist ein integraler Indikator für die Bodenqualität, da sie eine Schlüsselrolle für viele Bodenfunktionen spielt. Die wiederholte Messung der C-Gehalte auf landwirtschaftlichen Nutzflächen böte eine Möglichkeit, die Landbewirtschaftung quantitativ zu erfassen und auf diese Weise ihre Nachhaltigkeit zu überprüfen. Auch in der Raumplanung könnte – nebst Bodenindexpunkten¹⁰⁹ – der C-Gehalt als Messgrösse für obs und damit auch als messbarer Wert für die Bodenqualität Verwendung finden. Allerdings können in der Schweiz bei der derzeitigen Datengrundlage keine Schwellenwerte und Basisleitwerte angegeben werden.

2 Klima- und bodenfreundliche Landwirtschaft

Ein Überangebot an Stickstoff (N) im Boden führt sowohl zu hohen Lachgas-(N₂O-)Emissionen als auch zu hoher Nitrat-(NO₃⁻-)Auswaschung. Durch eine portionierte, räumlich angepasste N-Düngung und den Einbezug von Leguminosen, Zwischenfrüchten und mehrjährigen Klee-graswiesen in die Fruchtfolge kann N-Dünger eingespart werden (NFP 68-Projekt GRÜNDÜNGUNG)^{156,157}. Eine Steigerung der N-Effizienz wirkt sich daher nicht nur auf die ökologische, sondern auch auf die ökonomische Bilanz der landwirtschaftlichen Produzenten aus. Auch eine Kalkung stark versauerter landwirtschaftlich genutzter Flächen reduziert die N₂O-Emissionen. Gleichzeitig verbessert ein neutraler Boden-pH-Wert die effiziente Aufnahme von Bodennährstoffen und die Bodenstruktur. Als generelle Anpassung an sich verändernde Klimabedingungen gilt es, die zeitliche und räumliche Diversifizierung der landwirtschaftlichen Produktion zu fördern. Dadurch lässt sich auch das wirtschaftliche Risiko von Ernteausfällen reduzieren. Andere Massnahmen sind potenziell mit negativen Nebeneffekten verbunden. Pflanzenkohle kann dazu beitragen, obs langfristig zu speichern und die N₂O-Emissionen zu reduzieren. Sie kann aber auch zu unerwünschtem Eintrag von Fremdstoffen wie Schwermetallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) führen. Chemische Nitrifikationshemmer vermindern die NO₃⁻-Auswaschung und können die N₂O-Emissionen verringern. Unklar sind jedoch die Langzeitwirkungen, beispielsweise was die Beeinträchtigung der Bodenmikroflora durch Resistenzbildung betrifft. Diese Massnahmen bedürfen daher weiterer Forschung. Im Biolandbau sind weder Nitrifikationsinhibitoren noch Pflanzenkohle als Bodenhilfsstoffe zugelassen. Eine klimafreundliche Landnutzung basiert auf der standortspezifischen Integration verschiedener Massnahmen, was eine Sensibilisierung der Bewirtschafter voraussetzt.

3 Förderung der permanenten Bodenbedeckung

Eine permanente Bodenbedeckung ist ein weiterer Schlüssel, um die diversen Bodenfunktionen zu schützen. Dies gilt sowohl für wald- als auch für landwirtschaftlich genutzte Flächen. Durch den C-Eintrag über die Wurzeln wirkt sich eine permanente Bodenbedeckung positiv auf die C-Bilanz des Bodens aus. Eine Bodenbedeckung reduziert ausserdem Bodenverluste durch Erosion sowie durch flachgründige Rutschungen. Das Risiko von Bodenerosion oder Rutschungen kann bei Wiederaufforstungsmassnahmen durch eine gezielte Anwendung von Mykorrhizapilzen gesenkt werden. Allerdings besteht hier erheblicher Forschungsbedarf bei der Auswahl der Arten und der standortspezifischen Impfung. Auf landwirtschaftlichen Flächen kann eine vielfältige Fruchtfolge eine möglichst durchgehende Bodenbedeckung fördern, und der Anbau von Zwischenfrüchten und Leguminosen kann Stickstoff im System halten (siehe NFP 68-Projekt GRÜNDÜNGUNG). Der Einbezug von Zwischenfrüchten stellt für die landwirtschaftlichen Produzenten zwar einen finanziellen und arbeitstechnischen Mehraufwand dar, der sich auf lange Sicht aber auszahlt.

4 Vermeidung von Bodenverdichtung

Die Verdichtung des Bodens durch unangepasste Befahrung wirkt sich nachteilig auf viele Bodenfunktionen aus. Sie reduziert nicht nur die Infiltrationsrate und erhöht damit die Hochwasser- und Erosionsgefahr bei Starkniederschlägen, sondern reduziert auch die Durchwurzelung und damit das Pflanzenwachstum. Ausserdem fördert Bodenverdichtung die Entstehung anaerober Bedingungen und damit N_2O - und CH_4 -Emissionen. Die Ergebnisse des NFP 68-Projekts BODENVERDICHUNG zeigen, dass Bodenverdichtung nur bedingt regeneriert werden kann. Das gilt auch für Waldböden¹¹⁶ und bei Schadverdichtungen infolge von Baumassnahmen. Durch spezifische Anpflanzungen (z.B. verdichtungsresistente Bäume in Fahrspuren), aber auch durch die Züchtung morphologischer Eigenschaften in Nutzpflanzen lässt sich die Regeneration gewiss noch weiter fördern. Sie kann bei starker Schadverdichtung aber nicht vollständig rückgängig gemacht werden. Die Vermeidung von Bodenverdichtung ist daher sicherlich die beste Strategie, auch wenn kurzfristig arbeitstechnische und finanzielle Aspekte für eine Bodenbefahrung sprechen. Böden erst dann zu befahren, wenn die gemessenen Wassergehalte beziehungsweise Saugspannungen dies zulassen (z.B. www.bodenmessnetz.ch), verhindert schädliche Bodenverdichtung. Zum Schutz der begrenzten Ressource Boden müssen die zur Verfügung stehenden Werkzeuge konsequenter eingesetzt werden, beispielsweise durch die Evaluierung der Befahrbarkeit von Böden mit spezifischen Maschinentypen mittels «Terranimo»¹³⁵. Zusätzlich sind exakte Grenzwerte erforderlich und die Schaffung der notwendigen gesetzlichen Rahmenbedingungen für den Vollzug.

5 Ungenügende Datengrundlage zu Schweizer Böden

Für den Schutz von Boden und die quantitative Erfassung seiner Funktionen (z.B. Schutzwirkung gegen stoffliche Belastungen oder der C-Speicherung) bedarf es einer genauen Kenntnis der Ressource Boden. Im Vergleich zu den Nachbarländern weist die Schweiz wesentlich schlechtere Bodenkarten auf [Thematische Synthese TS₄ des NFP 68 «Bodeninformations-Plattform Schweiz (BIP-CH)»]^{158,159,166}. Auch hinsichtlich der Bodeninventare hinkt die Schweiz hinterher. Während in Deutschland die Böden von 1800 Waldstandorten wiederholt inventarisiert werden¹⁶⁶, sind es in der Schweiz im Rahmen der Nationa-

len Bodenbeobachtung (NABO) nur 23 Waldstandorte. In der Schweiz wurden zwar die Bodenprofile von etwa tausend Waldstandorten erfasst, eine erneute Erhebung ist aber nicht vorgesehen. Ähnlich sieht es in der Landwirtschaft aus. Hier fehlen profilumfassende Beprobungen und Messungen der Bodendichte, mit denen der Elementvorrat ermittelt werden kann. In Deutschland werden für solche Erhebungen 3000 landwirtschaftliche Standorte auf Basis eines 8-mal-8-Kilometer-Rasters beprobt¹⁷³. In Frankreich findet alle zehn Jahre eine profilumfassende Beprobung und Analyse auf Basis eines 16-mal-16-Kilometer-Rasters statt¹⁵⁹.

Eine räumlich hoch aufgelöste Bodeninventur ist für folgende Bereiche erforderlich:

- (i) Erstellung genauer thematischer Bodenkarten in Kombination mit geostatistischen Verfahren (thematische Synthese TS₄).
- (ii) Erkennung besonders empfindlicher Standorte (Hotspots), beispielsweise verdichtungsgefährdeter Standorte, anhand der Bodentextur.
- (iii) Flächenhafte Quantifizierung von Belastungen durch Schadstoffe. Dies beinhaltet auch neue, noch unzureichend bekannte Bodenbelastungen (z.B. durch Hormone oder Arzneimittel).
- (iv) Genaue Erfassung der Vorratsänderung von *obs*. Dies würde es zum einen ermöglichen, die Landbewirtschaftung zu quantifizieren und ihre Nachhaltigkeit zu überprüfen. Genaue Messungen des *obs*-Vorrats und dessen Veränderung sind aber auch die Voraussetzung für eine hinreichend genaue Quantifizierung der C-Speicherung im Boden, sei es für die nationale Klimaberichterstattung oder für die «4 per 1000»-Initiative¹⁵⁵. Über prozessbezogene Modelle muss dazu aber die C-Vorratsänderung noch mit einfacher messbaren Daten (zum Klima, zur Biomasseproduktion) verknüpft werden. Dies erlaubt eine Extrapolation im Raum und die Ermittlung realistischer Szenarien.

Anhang

Anhang 1

Das Nationale Forschungsprogramm «Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68)

Die Nationalen Forschungsprogramme (NFP) leisten wissenschaftlich fundierte Beiträge zur Lösung dringender Probleme von nationaler Bedeutung. Der Schweizerische Nationalfonds (SNF) führt sie im Auftrag des Bundesrats durch.

Das Nationale Forschungsprogramm «Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68) legt Grundlagen für eine nachhaltige Nutzung des Bodens in der Schweiz vor. Dabei werden sowohl die ökologischen als auch die ökonomischen Leistungen des Bodens berücksichtigt. Das Konzept der Ökosystemleistungen erlaubt es, die Bodenfunktionen und ihren Beitrag an das menschliche Wohlbefinden in Wert zu setzen. Das NFP 68 verfolgt drei Hauptziele: i) verbessertes Wissen über Bodensysteme bereitstellen; ii) Instrumente zur Bewertung der Ressource Boden entwickeln; iii) Strategien zur nachhaltigen Nutzung von Boden erarbeiten.

Auswahl und Dauer der Forschungsprojekte

Das NFP 68 verfügte über einen Finanzrahmen von 13 Millionen Franken. Die Forschung dauerte, unterteilt in zwei Phasen, von 2013 bis 2017. Die Projekte wurden aus einer Vielzahl von Vorschlägen vor dem Hintergrund des Schweizer Kontexts nach Kriterien der wissenschaftlichen Qualität sowie der Relevanz für das NFP 68 ausgewählt. Nach einem zweistufigen Auswahlverfahren mit internationaler Begutachtung bewilligte der SNF für die Forschungsphase 1 (2013–2015) 19 Projekte. Zwei weitere Projekte wurden im Rahmen einer Zweitausschreibung gefördert. Für die Forschungsphase 2 (2016–2017) lancierte der SNF ergänzend vier weiterführende Projekte. Insgesamt wurden im NFP 68 also 25 Forschungsprojekte durchgeführt. Zusätzlich standen dem NFP 68 und dem NFP 69 «Gesunde Ernährung und nachhaltige Lebensmittelproduktion» 4 Millionen Franken für die Förderung von Forschungsprojekten im Rahmen der Ausschreibungen der European Joint Programming Initiatives «Agriculture, Food Security and Climate Change» (FACE-JPI) und «A Healthy Diet for a Healthy Life» (HDHL-JPI) zur Verfügung. Dadurch konnten weitere zwölf Projekte mit Bezug zum NFP 68 und mit internationaler Ausstrahlung finanziert werden (www.nfp68.ch → Projekte).

Mangels eingereicher Gesuche von genügend hoher Qualität umfasst das NFP 68 keine Forschungsprojekte zu Fragen des Bodeneigentums und der rechtlichen Rahmenbedingungen sowie zur ökonomischen und sozialen Valorisierung der Ökosystemleistungen, die der Boden erbringt.

Stetiger Austausch

Das NFP 68 legte grossen Wert auf einen offenen und transparenten Austausch innerhalb des Programms sowie mit Vertreterinnen und Vertretern der Anspruchsgruppen. Dazu trafen sich die Forschenden zu drei programminternen Konferenzen. Des Weiteren beteiligten sich Forschende sowie Mitglieder der Leitungsgruppe regelmässig an Veranstaltungen mit Praxispartnern und traten an öffentlichen Symposien auf. Im Vordergrund stand dabei das Finden einer gemeinsamen Sprache von Fachpersonen aus Wissenschaft und Praxis in den für das NFP 68 zentralen Themen «Umwelt», «Landwirtschaft» und «Raumplanung».

Breit abgestützter Begleitprozess für die thematischen Synthesen

Als Auftakt zur Synthesebildung diskutierte das NFP 68 Anfang 2016 die vorläufigen Projektergebnisse in drei Stakeholder-Workshops mit Fachpersonen aus Bundes- und Kantonsverwaltungen, Wirtschafts- und Umweltverbänden sowie der Privatwirtschaft. Die Workshops lieferten wichtige Inputs für die Konzeption und Ausgestaltung der thematischen Synthesen des NFP 68, die zum Ziel haben, die wissenschaftlichen Ergebnisse zielgruppenorientiert in einen übergeordneten Kontext zu bringen und spezifische Instrumente, Konzepte und Strategien für die Praxis und die Verwaltung zu entwickeln. Sie sollen damit einen zentralen Beitrag zur Erreichung der Programmziele leisten.

Abgestützt auf die Inputs dieser Workshops und im Austausch mit den Forschenden beschloss die Leitungsgruppe des NFP 68 im Herbst 2016 die Lancierung von fünf thematischen Synthesen.

Die Verantwortlichen für die thematischen Synthesen legten ihre Konzepte und Entwürfe in jeweils zwei bis drei partizipativen Workshops den Mitgliedern der Begleitgruppen vor. Ziel war es, die Entwürfe kritisch zu diskutieren und Lücken zu füllen. Es lag in der Verantwortung der Autorinnen und Autoren der thematischen Synthesen, diese Inputs zu gewichten und zu entscheiden, welche Aspekte für die weiteren Arbeiten berücksichtigt werden können. Die thematischen Synthesen des NFP 68 wurden schliesslich von der Leitungsgruppe des NFP 68 genehmigt.

Die Forschungsprojekte des NFP 68

* Projekte mit einem Beitrag zu dieser thematischen Synthese.

Forschungsphase 1

- A * **ANFÄLIGKEITSINDIKATOREN:** Indikatoren für die Störungsanfälligkeit von Bodenkohlenstoff (Eglinton T.)
- * **ANTIBIOTIKARESISTENZ:** Die Rolle der Bodenbewirtschaftung für Antibiotikaresistenzen (Duffy B., Smits T.)
- B **BODENBAKTERIEN:** Gesunde Böden dank Bodenbakterien (Maurhofer Bringolf M., Keel C.)
- BODENKARTEN:** Kartierung von Bodeneigenschaften zur Beurteilung von Bodenfunktionen auf regionaler Skala (Papritz A.J., Baltensweiler A., Keller A., Presler J., Schaezman M.E., Walthert L., Zimmermann S.)
- * **BODENSTABILITÄT:** Bodenstabilität und Naturgefahren: Vom Wissen zum Handeln (Graf F., Bebi P., Frei M., Rickli C., Rixen C., Springman S.M.)
- * **BODENVERDICHUNG:** Regeneration verdichteter Böden (Keller T., Or D., Schymanski S., Walter A., Weisskopf P.)
- E **ENTSCHEIDUNGSPLATTFORM:** Entscheidungsplattform für eine nachhaltige Bodennutzung (Grêt-Regamey A., Diggelmann H., Huber R., Keller A., Kübler D., Siegrist D., Zimmermann S.)
- F **FRÜHWARNSYSTEM:** Regionales Boden-Monitoring-Tool für nachhaltige Stoffkreisläufe auf landwirtschaftlich genutzten Böden (Keller A., Mann S., Schaezman M.E., Schulin R.)
- G **GRÜNDÜNGUNG:** Mit Gründüngung und konservierenden Anbausystemen die Umwelt schonen (Streit B., Charles R., Walter A.)
- K * **KOHLENSTOFFDYNAMIK:** Einfluss des Klima- und Landnutzungswandels auf den Bodenkohlenstoff in Schweizer Böden (Abiven S., Niklaus P.A.)
- * **KOHLENSTOFFEINTRAG:** Bodenkohlenstoffeintrag durch Kulturpflanzen (Mayer J., Abiven S., Hund A., Leifeld J.)
- L * **LACHGAS:** Auswirkungen der Bodennutzung auf lachgasproduzierende und -abbauende Bodenmikroorganismen (Gattinger A., Mäder P., Thonar C.)
- LAND GRABBING:** Land Grabbing mit Schweizer Beteiligung (Rist S., Cottier T., Mann S.)

Anhang 1

LASTENAUSGLEICH: Nachhaltiges Bodenmanagement durch den Ausgleich wirtschaftlicher und ökologischer Mehr- und Minderwerte (Nahrath S., Gmünder M., Grêt-Regamey A., Joerin F., Pflieger G.)

M MOORBÖDEN: Nachhaltige Bewirtschaftung organischer Böden (Leifeld J., Engel S., Müller M.)

MULTIKRITERIELLE KOMPENSATION: Berücksichtigung der Bodenqualität in Kompensationsmechanismen der Raumplanung (Joerin F., Boivin P., Ruegg J.)

MYKORRHIZA: Wiederherstellung von Bodenfunktionen mit Hilfe arbuskulärer Mykorrhiza (Van der Heijden M., Oehl F., Wagg C.)

N NEMATODEN: Einsatz von Fadenwürmern im Kampf gegen schädliche Bodeninsekten (Turlings T., Mascher F.)

P POLITIKINSTRUMENTE: Politikinstrumente für ein nachhaltiges Boden- und Landnutzungsmanagement (Walter F., Grêt-Regamey A., Sager F., Vatter A.)

W * WALDBÖDEN: Kohlenstoffvorräte in Schweizer Waldböden (Hagedorn F., Gimmi U., Thürig E., Walther L.)

Z ZERSIEDELUNG: Siedlungsentwicklung steuern – Bodenverbrauch verringern (Kienast F., Hersperger A.M., Schulz T., Seidl I.)

Forschungsphase 2

B BIOLOGISCHE SCHÄDLINGSBEKÄMPFUNG: Fadenwürmer und Bodenbakterien gegen schädliche Bodenorganismen (Turlings T., Keel C., Maurhofer Bringolf M.)

BODENVERBESSERENDE ANBAUSYSTEME: Innovationszentren für bodenverbessernde Anbausysteme (Charles R., Keller T., Mayer J., Six J., Van der Heijden M.)

L LANDNUTZUNGSENTSCHEIDE: Bessere Steuerung transnationaler Landkäufe (Rist S., Mann S., Messerli P.)

LANDNUTZUNGSMODELL: Modell für die Landnutzung im Schweizer Mittelland (Keller A., Schaepman M.E., Schulin R.)

FACCE - JPI

Projektteams im Rahmen der Joint Programming Initiative «Agriculture, Food Security and Climate Change» (FACCE - JPI) sind aus Wissenschaftlern von mindestens drei Partnerländern zusammengestellt. Der Einfachheit halber werden nur die Projektleitenden aus der Schweiz aufgeführt.

- A AFGROLAND: Dynamik des Ernährungssystems in Afrika (Messerli P.)
- B BASIL: Biodiversität in Landwirtschaftssystemen (Olschewski R., Frey B., Gessler A., Hagedorn F., Seidl I.)
- C CLIMATE-CAFE: Klimaanpassungsfähigkeit landwirtschaftlicher Systeme in Europa (Six J., Charles R.)

COMET-GLOBAL: Treibhausgas-Buchhaltung (Six J.)
- D DEVIL: Ernährungssicherheit bei begrenzten Landressourcen (Buchmann N.)
- E ECO-SERVE: Nachhaltige Bereitstellung vielfältiger Ökosystemleistungen in Agrarlandschaften (Mäder P., Gattinger A.)
- G GREEN RICE: Ressourcenschonende Reisproduktion (Six J.)
- M MAGNET: Treibhausgas-Emissionen aus der Landwirtschaft (Leifeld J.)

MODELS4PASTURES: Lachgas aus der Landwirtschaft (Merbold L., Buchmann N.)
- P PROMESSING: Förderung von Ökosystemleistungen in Rebbergen Zentraleuropas (Bacher S.)
- S STACCATO: Ökosystemleistungen in landwirtschaftlich genutzten Landschaften (Zimmermann N., Kienast F.)
- T TALE: Multifunktionale Landwirtschaft in Europa (Holzkämper A., Charles R.)

Thematische Synthesen

Thematische Synthese TS1: Boden und Nahrungsmittelproduktion (Charles R., Wendling M., Burgos S.)

Thematische Synthese TS2: Boden und Umwelt (Hagedorn F., Krause H.-M., Studer M., Schellenberger A., Gattinger A.)

Anhang 1

Thematische Synthese TS3: Eine Bodenagenda für die Raumplanung (Grêt-Regamey A., Kool S., Bühlmann L., Kissling S.)

Thematische Synthese TS4: Bodeninformations-Plattform Schweiz (BIP-CH) (Keller A., Franzen J., Knüsel P., Papritz J.A., Zürrer M.)

Thematische Synthese TS5: Wege zu einer nachhaltigen Bodenpolitik (Walter F., Hänni E.)

Fokusstudien

BODENINDIKATOREN: Bodenindikatoren für eine nachhaltige Raumplanung (Grêt-Regamey A., Bühlmann L.)

BODENINFORMATIONSSYSTEME: Bodeninformationssysteme und (digitale) Bodenkartierung (Papritz A.J., Burgos S., Carizzoni M., Keller A., Wegmann F.)

LANDWIRTSCHAFTLICHER BODENMARKT: Landwirtschaftlicher Bodenmarkt im Brennpunkt von Regionen mit Siedlungserweiterung (Giuliani G., Flury C.)

T * **TREIBHAUSGASBILANZ:** Treibhausgas-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden in der Schweiz (Gattinger A., Bretscher D., Schellenberger A.)

Anhang 2

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Nitratauswaschung aus Waldböden in der Schweiz	13
Abbildung 2	Schematische Darstellung der Umwandlung, Zersetzung und Stabilisierung von obs	14
Abbildung 3	Funktionen der obs	15
Abbildung 4	obs und Kationenaustauschkapazität	16
Abbildung 5	Zusammenhang zwischen obs und mikrobieller Biomasse	17
Abbildung 6	Regenwurmdichte im Pfywald (VS) in Abhängigkeit der Bodenfeuchte	18
Abbildung 7	Schweizer Böden als Kohlenstoffspeicher	19
Abbildung 8	Kohlenstoffkarte der Schweizer Waldböden	20
Abbildung 9	Wald-Biomasse und obs-Vorrat in Schweizer Waldböden	20
Abbildung 10	obs-Gehalte in den obersten 20 Zentimetern der NABO-Standorte	21
Abbildung 11	Tiefenverteilung der ¹⁴ C-Gehalte in verschiedenen Komponenten der obs eines Waldbodens bei Laussane VD	24
Abbildung 12	Änderung des C-Vorrats im DOK-Langzeitversuch Therwil BL	25
Abbildung 13	Veränderung der Wurzeltiefe von Weizenvarietäten über das letzte Jahrhundert	27
Abbildung 14	Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf den C-Eintrag in den Wurzelraum	28
Abbildung 15	Der Einfluss von Waldtyp und Waldalter auf den C-Vorrat in Schweizer Waldböden	29
Abbildung 16	CO ₂ -Freisetzung aus Böden in Abhängigkeit der Höhenlage	30
Abbildung 17	obs-Vorrat in Schweizer Waldböden in Abhängigkeit der Höhenlage	31
Abbildung 18	C-Freisetzung von Modellökosystemen unter künftigen klimatischen Bedingungen	33
Abbildung 19	obs-Abbaubarkeit von Moorböden in Abhängigkeit des Moor-Degradationsstadiums	33
Abbildung 20	Wichtige Faktoren der Treibhausgasbildung im Boden	35
Abbildung 21	Stickstoff-(N-)Flüsse im Wald und in der Landwirtschaft der Schweiz	36
Abbildung 22	Modellierte räumliche Verteilung der N ₂ O-Emissionen in der Schweiz	37
Abbildung 23	Einfluss des Wasserstandes auf Treibhausgasemissionen in organischen Böden	39
Abbildung 24	CH ₄ -Emissionen aus Schweizer Feuchtgebieten	39
Abbildung 25	Entwicklung der Schweizer Treibhausgasemissionen aus dem landwirtschaftlichen Sektor	40
Abbildung 26	N ₂ O-Emissionen nach Zugabe von Pflanzenkohle und Kalk	43
Abbildung 27	Schematische Darstellung der Regenerationszeit schwer verdichteter Böden	47
Abbildung 28	Befahrbarkeit und Bearbeitungsbereich verschiedener Bodenarten in Abhängigkeit der Bodenfeuchte	49
Abbildung 29	Bodendruck durch Befahrung	49
Abbildung 30	Die Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlich genutzten Fläche der Schweiz	51
Abbildung 31	3-Stufen-Filter zur Analyse flachgründiger Rutschungen	52

Anhang 2

Abbildung 32	Zusammenhang zwischen Vegetationsbedeckung und gemessenem Bodenabtrag	53
Abbildung 33	Fahrspurtypen als Indikator für die Beeinträchtigung des Waldbodens	54
Abbildung 34	Ausschnitt aus der Verdichtungsrisikokarte des Kantons Aargau	54
Abbildung 35	Biomasse von Soja, Weizen und Mais in verdichtetem Boden mit und ohne künstliche Makroporen im Vergleich zu unverdichtetem Boden	55
Abbildung 36	Energieverbrauch eines Regenwurms für die Bodenauflockerung	56
Abbildung 37	Zeitraffer-Neutron-Radiografie-Aufnahmen von Pflanzenwurzel- und Regenwurmaktivität	56
Abbildung 38	Vegetationsstrukturen zur Stabilisierung von Hängen und zum Schutz vor Erosion	59
Abbildung 39	Einfluss von Mykorrhiza-Inokuli auf die Aggregatstabilität und das Pflanzenwachstum	60

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Potenzielle Auswirkungen des Klima- und Landnutzungswandels auf den C-Vorrat	32
Tabelle 2	Abschätzung der C-Bilanz von Schweizer Böden	34
Tabelle 3	Eigenschaften der wichtigsten Treibhausgase	38
Tabelle 4	Durchschnittliche Jahresemissionen von N ₂ O auf Basis von Studien im Raum Schweiz und Süddeutschland	41
Tabelle 5	Natürliche und bewirtschaftungsbedingte Faktoren, die die Erosion begünstigen	48
Tabelle 6	Erosionsrisiken verschiedener Ackerkulturen	50
Tabelle 7	Kombinierte Massnahmen zur Stabilisierung der ovs, zur Reduktion der Treibhausgasemissionen und zum physikalischen Bodenschutz	65

Glossar

B Biolandbau

vgl. biologischer Landbau

Biologischer Landbau

Form der Landwirtschaft, die nach der schweizerischen Bioverordnung (SR 910.18), den Vorgaben von BioSuisse (www.bio-suisse.ch) oder Demeter (www.demeter.ch) produziert. Insbesondere wird auf den Einsatz leicht löslicher Mineraldünger, synthetischer Pflanzenbehandlungsmitteln, und gentechnisch veränderter Organismen verzichtet. Die Viehzucht respektiert die natürlichen Bedürfnisse der Arten, und ihre Intensität ist begrenzt.

Bearbeitungsintensität

Ausmass der mechanischen Bearbeitung; Reihenfolge nach abnehmender Intensität:

1. Konventionelle Bodenbearbeitung (tiefes, wendendes Pflügen auf ca. 30 cm)
2. Strategische Bodenbearbeitung (tiefes Pflügen; nur bei Umbruch der Kunstwiese oder erhöhtem Unkrautdruck)
3. Reduzierte Bodenbearbeitung (flache, nicht wendende Bodenbearbeitung auf ca. 5–10 cm)
4. Mulchsaat (pflugloses Saatverfahren)

Boden

Äusserste, belebte Schicht der Erdkruste an der Schnittstelle zwischen der Atmo-, der Hydro-, der Geo- und der Biosphäre. Im Boden findet ein reger Austausch von Stoffen und Energie zwischen Luft, Wasser und Gestein statt. Als Teil des Ökosystems nimmt der Boden eine Schlüsselstellung in lokalen und globalen Stoffkreisläufen ein. In der deutschen Sprache werden die Begriffe «Boden» und «Land» (†) oft als Synonyme verwendet. In den thematischen Synthesen des NFP 68 wird «Boden» ausschliesslich für die dreidimensionale Schicht verwendet im Gegensatz zu «Land», das die zweidimensionale Oberfläche des Bodens bezeichnet (Landfläche).

[www.soil.ch]

Bodenbearbeitung

Die Bodenbearbeitung ist ein Teilbereich der Bodenbewirtschaftung und beschreibt die mechanischen Massnahmen, die auf den Boden einwirken.

Bodenbewirtschaftung

Die Bodenbewirtschaftung beschreibt die Gesamtheit an landwirtschaftlichen Massnahmen, die auf den Boden einwirken. Dazu zählen zum Beispiel Massnahmen zur mechanischen Bodenbearbeitung, die Düngung und Fruchtfolge oder die Schädlings- und Unkrautunterdrückung.

Bodeneigenschaften

Bezeichnung für die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften von Böden wie Humus- und Tongehalt, Porenvolumen oder pH-Wert usw.

Bodenfruchtbarkeit

Ausdruck für alle das Pflanzenwachstum beziehungsweise die Biomasseproduktion beeinflussenden mineralogischen, physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften und Prozesse.

Boden gilt gemäss Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo)¹⁷⁵ als fruchtbar, wenn:

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

Bodenfunktionen

Leistungen des Bodens, die sich aus den Bodeneigenschaften und den im Boden ablaufenden Prozessen ergeben und die Böden für den Naturhaushalt und für die menschliche Gesellschaft erfüllen. Bodenfunktionen sind im Gegensatz zu Ökosystemleistungen (†) Funktionen, die ein Boden erfüllt ohne direkte Verknüpfung zum Wert des Bodens für das menschliche Wohlbefinden. Unterschieden werden gemäss deutschem Bundes-Bodenschutzgesetz¹⁷⁴:

Natürliche Funktionen

- *Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen*
- *Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen*
- *Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen aufgrund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers*

Archivfunktion

- *Archiv der Natur- und Kulturgeschichte*

Nutzungsfunktionen

- *Rohstofflagerstätte*
- *Fläche für Siedlung und Erholung*
- *Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung, Standort für sonstige wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung*

Bodenqualität

Leistungsvermögen der Böden, ihre Bodenfunktionen in Ökosystemen zu erfüllen^{176,177}.

Bodennutzung

Gemäss schweizerischer Arealstatistik sozioökonomische Nutzung des Areals und damit eigentliche Landnutzung (†).

[www.bfs.ch → Arealstatistik Schweiz → Nomenklatur]

E Extensive Landwirtschaft
vgl. intensive Landwirtschaft (†)

F Fruchtfolge
Die zeitliche Abfolge von Nutzpflanzen auf einer landwirtschaftlichen Fläche.

I Inokulum
Impfkultur lebender Mikroorganismen (Bakterien, Pilze oder Archaeen), die dem Boden zugegeben wird, um eine bestimmte Funktionalität zu fördern.

Intensive Landwirtschaft

Häufig verwendete Bezeichnung für eine landwirtschaftliche Bewirtschaftungsform, die sich – im Gegensatz zur extensiven Landwirtschaft – dadurch auszeichnet, dass durch Anwendung hochentwickelter, anspruchsvoller Agrartechnik, insbesondere durch hohen Dünger- und Hilfsstoffeinsatz, möglichst hohe Erträge pro Flächeneinheit und/oder Tier erzielt werden. Es existiert keine definierte Grenze für den Übergang von extensiver zu intensiver Landwirtschaft. Entsprechend unterschiedlich ist die Verwendung der Begriffe. Was in der Schweiz als intensive Landwirtschaft betrachtet wird, liegt im europäischen Vergleich auf einem tiefen Bewirtschaftungsniveau.

K Kulturland
Alle Böden und Flächen, die von der Landwirtschaft bewirtschaftet und genutzt werden. Dazu zählen gemäss Arealstatistik das Wies- und Ackerland, Weiden, Obstplantagen, Rebberge, Gartenbau- sowie alpwirtschaftliche Nutzflächen. Wertvollster Bestandteil der Landwirtschaftsfläche sind die sogenannten «Fruchtfolgeflächen», das beste ackerfähige Kulturland. Es umfasst vorab das Ackerland und die Kunstwiesen in Rotation sowie die ackerfähigen Naturwiesen. Das Kulturland bedeckt gut einen Drittel der gesamten Fläche der Schweiz, insgesamt rund 1,5 Millionen Hektaren, die Fruchtfolgeflächen machen als Teil davon rund 444 000 Hektaren aus (Stand: 2017).
(frei nach¹⁷⁸)

L Land
Bezeichnung für die nicht mit Wasser bedeckte Erdoberfläche. In der deutschen Sprache werden die Begriffe «Land» und «Boden» (†) oft als Synonyme verwendet.

Landnutzung

Reihe von Aktivitäten, um ein Gut oder mehrere Güter oder Dienste zu produzieren, die in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Boden stehen, also dessen Ressourcen nutzen oder sich auf den Boden auswirken. Eine bestimmte Form der Landnutzung oder -bewirtschaftung kann auf einer oder mehreren Flächen erfolgen; auf einer Fläche können auch unterschiedliche Nutzungsarten vorkommen.

Landnutzung ist nicht zu verwechseln mit den Begriffen «Bodennutzung/Bodenbedeckung», wie sie die Arealstatistik verwendet.

(ergänzt nach¹⁷⁹)

Leguminosen

Pflanzenfamilie der Hülsenfrüchtler, die Symbiosen mit stickstofffixierenden Bakterien eingehen.

P Präzisionslandbau

Ortsdifferenzierte und zielgerichtete Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen, die zum Ziel hat, die räumliche Ertragsfähigkeit des Bodens zu berücksichtigen und dadurch den Stoffeinsatz zu minimieren.

Pyrolyse

Thermochemische Spaltung von organischen Verbindungen unter hohen Temperaturen (200–900 °C) und Sauerstoffabschluss.

O Ökologischer Leistungsnachweis

Grundanforderung für den Bezug von landwirtschaftlichen Direktzahlungen gemäss Direktzahlungsverordnung (Art. 11 ff DZA; SR 910.13).

Ökosystemleistungen

Leistungen, die Menschen von Ökosystemen beziehen, beziehungsweise Aspekte des Ökosystems, die – aktiv oder passiv – genutzt werden, um menschliches Wohlbefinden zu erzeugen. ösL fördern die Anerkennung des Wertes des Bodens für das menschliche Wohlbefinden und die Berücksichtigung von Boden in Entscheidungsprozessen¹⁸⁰. Im Gegensatz dazu sind die Bodenfunktionen (†) Funktionen, die ein Boden uneingedenk ihrer Wirkungen auf das menschliche Wohlbefinden erfüllt.

Organische Bodensubstanz

Gesamtheit aller kohlenstoffhaltigen Verbindungen biologischen Ursprungs im Boden, auch als «Humus» bezeichnet. Die gesamte Menge an obs wird als C-Vorrat gemessen und pro Fläche angegeben (t C/ha).

N Nachhaltigkeit

Die Betrachtung der Nachhaltigkeit erfolgt auf der Basis eines Ressourcenansatzes, wobei die Ressource Boden als Stock betrachtet wird, aus dem die Ökosystemleistungen hervorgehen. Aufgrund unterschiedlicher und teilweise komplementärer Ziele wird Nachhaltigkeit als Prozess und nicht als Vision verstanden.

Der Umgang mit der Ressource Boden erfolgt dann nachhaltig, wenn:

- 1) die Nutzungen des Bodens durch die einzelnen Akteurinnen und Akteure optimal aufeinander abgestimmt werden und
- 2) die öffentlichen Schutz- und Nutzungspolitiken dafür sorgen, dass die Ressource nicht übernutzt wird.

(frei nach^{181,182})

S Soil Structure Observatory

Langzeitfeldversuch an der Agroscope Reckenholz, der die Möglichkeit bietet, die Bodenregeneration nach einem Verdichtungsereignis zu erforschen (www.sso.ethz.ch).

Sukzession

Zeitliche Abfolge von Lebensgemeinschaften innerhalb eines Lebensraums.

Z Zwischenfrucht

Feldfrucht, die zwischen anderen Hauptkulturen als Gründüngung oder Tierfutter angebaut wird. Durch die Nutzung von Zwischenfrüchten wird eine möglichst kontinuierliche Bodenbedeckung gewährleistet, und leicht verfügbare Nährstoffe werden am Standort gehalten.

Anhang 2

Abkürzungsverzeichnis

C	Kohlenstoff
CO ₂	Kohlendioxid
CH ₄	Methan
DOC	Dissolved Organic Carbon, gelöster organischer Kohlenstoff
N	Stickstoff
N ₂	elementarer Stickstoff, Distickstoff
N ₂ O	Lachgas
NABO	Nationale Bodenbeobachtung
NH ₄ ⁺	Ammonium
NH ₃	Ammoniak
NO ₃ ⁻	Nitrat
NaiS	Nachhaltigkeit im Schutzwald ¹²⁸
OBS	organische Bodensubstanz
ÖLN	ökologischer Leistungsnachweis
ÖSL	Ökosystemleistung
P	Phosphor
sso	Soil Structure Observatory
USG	Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz; SR 814.01)
VBBö	Verordnung über Belastungen des Bodens (SR 814.12)

Literatur

- 1 Häberli R. et al. (1991): Boden-Kultur, Vorschläge für eine haushälterische Nutzung des Bodens in der Schweiz. Verlag der Fachvereine, Zürich.
- 2 Egli M., Mavris C., Mirabella A., Giaccai D. (2010): Soil organic matter formation along a chronosequence in the Morteratsch proglacial area (Upper Engadine, Switzerland). In: *Catena* 82(2), 61–69.
- 3 Bernasconi S.M., Bauder A., Bourdon B., Brunner I., Bünemann E., Christl I., Derungs N., Edwards P., Farinotti D., Frey B., Frossard E., Furrer F., Gierga M., Göransson H., Guelland K., Hagedorn F., Hajdas I., Hindshaw R.S., Ivy-Ochs S., Lemarchand E., Luster J., Magnusson J., Mitchell E.A.D., Olde Venterink H., Plötze M., Reynolds B.C., Smittenberg R.H., Stähli M., Tamburini F., Tipper E.T., Wacker L., Welc M., Wiederhold J.G., Zeyer J., Zimmermann S., Zumsteg A. (2011): Chemical and biological gradients along the Damma glacier soil chronosequence (Switzerland). In: *Vadose Zone Journal* 10, 867–883.
- 4 Fitze P. (1987): Neue Hypothesen zur Bodenbildung auf Quartärablagerungen der Nordostschweiz. In: *Geographica Helvetica* 2, 117–122.
- 5 van der Voort T.S., Hagedorn F., McIntyre C., Zell C., Walthert L., Schleppei P., Feng X., Eglinton T.I. (2016): Variability in ¹⁴C contents of soil organic matter at the plot and regional scale across climatic and geologic gradients. In: *Biogeosciences* 13(11), 3427–3439.
- 6 Dominati E., Patterson M., Mackay A. (2010): A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. In: *Ecological Economics* 69(9), 1858–1868.
- 7 Bundesämter für Umwelt (BAFU), Raumentwicklung (ARE) und Landwirtschaft (BLW) (2016): Entwurf einer nationalen Bodenstrategie (internes Dokument).
- 8 Auerswald K. (1998): Bodenerosion durch Wasser. In: Richter G. (1988): *Bodenerosion – Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*, 33–50. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- 9 Keller T., Ruiz S., Stettler M., Berli M. (2016): Determining Soil Stress beneath a Tire: Measurements and Simulations. In: *Soil Science Society of America Journal* 80(3), 541–553.
- 10 Wüst-Galley C., Grünig A., Leifeld J. (2015): Locating Organic Soils for the Swiss Greenhouse Gas Inventory Authors. In: *Agroscope Science* 26.
- 11 Schnabel U., Tietje O., Scholz R.W. (2004): Uncertainty Assessment for Management of Soil Contaminants with Sparse Data. In: *Environmental Management* 33(6), 911–925.
- 12 Fässler E., Robinson B.H., Stauffer W., Gupta S. K., Papritz A., Schulin R. (2010): Phytomanagement of metal-contaminated agricultural land using sunflower, maize and tobacco. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136(1), 49–58.
- 13 Doppler T., Mangold S., Wittmer I., Spycher S., Comte R., Stamm C., Singer H., Junghans M. (2017): Hohe PSM-Belastung in Schweizer Bächen. In: *Aqua & Gas* 4, 46–56.
- 14 Schleppei P., Curtaz F., Krause K. (2017): Nitrate leaching from a sub-alpine coniferous forest subjected to experimentally increased N deposition for 20 years, and effects of tree girdling and felling. In: *Biogeochemistry* 134(3), 319–335.
- 15 Waldner P., Braun S., Kurz D., Thimonier A. (2016): Nährstoffflüsse im Wald mit Fokus auf Stickstoff und basische Kationen. In: Pluess A.R., Augustin S., Brang P. (Red.): *Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptionsstrategien*, 61–74. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern; Eidg. Forschungsanstalt SL, Birmensdorf, Haupt-Verlag, Bern, Stuttgart.
- 16 Schmidt M.W.I., Torn M.S., Abiven S., Dittmar T., Guggenberger G., Janssens I.A., Trumbore S.E. (2011): Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. In: *Nature* 478(7367), 49–56.
- 17 Rasse D.P., Rumpel C., Dignac M.-F. (2005): Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. In: *Plant and Soil* 269(1–2), 341–356.
- 18 Lehmann J., Kleber M. (2015): The contentious nature of soil organic matter. In: *Nature* 528(7580), 60–68.
- 19 Miltner A., Bombach P., Schmidt-Brücken B. et al. (2012): SOM genesis: microbial biomass as a significant source. In: *Biogeochemistry* 11, 41–55.
- 20 Gosheva S., Walthert L., Niklaus P.A., Zimmermann S., Gimmi U., Hagedorn F. (2017): Reconstruction of Historic Forest Cover Changes Indicates Minor Effects on Carbon Stocks in Swiss Forest Soils. In: *Ecosystems*, 1–17.

- 21 Leifeld J., Fuhrer J. (2009): Long-term management effects on soil organic matter in two cold, high-elevation grasslands: Clues from fractionation and radiocarbon dating. In: *European Journal of Soil Science* 60(2), 230–239.
- 22 Ammann C., Spirig C., Leifeld J., Neftel A. (2009): Assessment of the nitrogen and carbon budget of two managed temperate grassland fields. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133(3–4), 150–162.
- 23 Guelland K., Hagedorn F., Smittenberg R.H., Göransson H., Bernasconi S.M., Hajdas I., Kretzschmar R. (2013): Evolution of carbon fluxes during initial soil formation along the forefield of Damma glacier, Switzerland. In: *Biogeochemistry* 113(1–3), 545–561.
- 24 Thürig E., Hagedorn F., Lindroth A. (2013): Influence of storm damage on the forest carbon balance [Chapter 3.1]. In: Gardiner B., Schuck A., Schelhaas M.-J., Orazio C., Blennow K., Nicoll B. (Eds.): *What science can tell us, no. 3: Living with storm damage to forests*, 47–54. European Forest Institute, Joensuu.
- 25 Bardgett R.D., van der Putten W.H. (2014): Belowground biodiversity and ecosystem functioning. In: *Nature* 515 (7528), 505–511.
- 26 Hartmann M., Frey B., Mayer J., Mader P., Widmer F. (2014a): Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. In: *The ISME Journal* 9, 1177–1194.
- 27 Hartmann M., Brunner I., Hagedorn F., Bardgett R.D., Stierli B., Herzog C., Chen X., Zingg A., Graf-Pannatier E., Rigling A., Frey B. (2017): A decade of irrigation transforms the soil microbiome of a semi-arid pine forest. In: *Molecular Ecology* 26(4), 1190–1206.
- 28 Rupflin C. (2013): Effect of irrigation on soil biodiversity in the Pfyn forest, Valais, Switzerland. Masterarbeit ETH Zürich, Umweltnaturwissenschaften.
- 29 Nussbaum M., Papritz A., Baltensweiler A., Walthert L. (2014): Estimating soil organic carbon stocks of Swiss forest soils by robust external-drift kriging. In: *Geoscientific Model Development* 7(3), 1197–1210.
- 30 Gubler A., Schwab P., Wächter D., Meuli R.G., Keller A. (2015): Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985–2009. Zustand und Veränderung der anorganischen Schadstoffe und Bodenparameter. Umwelt-Zustand Nr. 1507. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- 31 Schlesinger W.H. (1990): Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. In: *Nature* 348, 232–234.
- 32 Etzold S., Ruehr N.K., Zweifel R., Dobbertin M., Zingg A., Pluess P., Häslar R., Eugster W., Buchmann N. (2011): The Carbon Balance of Two Contrasting Mountain Forest Ecosystems in Switzerland: Similar Annual Trends, but Seasonal Differences. In: *Ecosystems* 14(8), 1289–1309.
- 33 Oberholzer H.R., Leifeld J., Mayer J. (2014): Changes in soil carbon and crop yield over 60 years in the Zurich Organic Fertilization Experiment, following land-use change from grassland to cropland. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177(5), 696–704.
- 34 Gattinger A., Müller A., Haeni M., Skinner C., Fliessbach A., Buchmann N., Mäder P., Stolze M., Smith P., Scialabba N.E.-H., Niggli U. (2012): Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(44), 18226–18231.
- 35 Leifeld J., Reiser R., Oberholzer H. (2009): Consequences of Conventional versus Organic farming on Soil Carbon: Results from a 27-Year Field Experiment *Agron. J.* 101: 1204–1218.
- 36 Poeplau C., Don A., Vesterdal L., Leifeld J., Van Wesemael B., Schumacher J., Gensior A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. In: *Global Change Biology* 17(7), 2415–2427.
- 37 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. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 273–284.
- 38 Brändli U.-B. (Red.; 2010): Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004–2006. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (wsl), Birmensdorf, Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern.
- 39 Hiltbrunner D., Zimmermann S., Hagedorn F. (2013): Afforestation with Norway spruce on a subalpine pasture alters carbon dynamics but only moderately affects soil carbon storage. In: *Biogeochemistry* 115, 251–266.
- 40 Brennpunkt Klima Schweiz (2016): Grundlagen, Folgen und Perspektiven. In: *Swiss Acad Rep* 11(5), 34–45. Akademie der Wissenschaften Schweiz.

- 41 Melillo J.M., Steudler P.A., Aber J.D. et al. (2002): Soil warming and carbon-cycle feed-backs to the climate system. In: *Science* 298, 2173–2176.
- 42 Hagedorn F., Martin M., Rixen C., Rusch S., Bebi P., Zürcher A., Hättenschwiler S. (2010): Short-term responses of ecosystem carbon fluxes to experimental soil warming at the Swiss alpine treeline. In: *Biogeochemistry* 97(1), 7–19.
- 43 Frank D. et al. (2015): Effects of climate extremes on the terrestrial carbon cycle: concepts, processes and potential future impacts. In: *Global Change Biology*, Volume 21, 2861–2880.
- 44 Conant R.T., Ryan M.G., Ågren G.I., Birge H.E., Davidson E.A., Eliasson P.E., Evans S.E., Frey S.D., Giardina C.P., Hopkins F.M., Hyvönen R., Kirschbaum M.U.F., Lavelle J.M., Leifeld J., Parton W.J., Steinweg J.M., Wallenstein M.D., Martin Wetterstedt J.Å., Bradford M.A. (2011): Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward. In: *Glob. Chang. Biol.* 17(11), 3392–3404.
- 45 Crowther T.W., Todd-Brown K.E.O., Rowe C.W., Wieder W.R., Carey J.C., Machmuller M.B., Snoek B.L., Fang S., Zhou G., Allison S.D., Blair J.M., Bridgman S.D., Burton A.J., Carrillo Y., Reich P.B., Clark J.S., Classen A.T., Dijkstra F.A., Elberling B., Emmett B.A., Estiarte M., Frey S.D., Guo J., Harte J., Jiang L., Johnson B.R., Kröel-Dulay G., Larsen K.S., Laudon H., Lavelle J.M., Luo Y., Lupascu M., Ma L.N., Marhan S., Michelsen A., Mohan J., Niu S., Pendall E., Peñuelas J., Pfeifer-Meister L., Poll C., Reinsch S., Reynolds L.L., Schmidt I.K., Sistla S., Sokol N.W., Templer P.H., Treseder K.K., Welker J.M., Bradford M.A. (2016): Quantifying global soil carbon losses in response to warming. In: *Nature* 540(7631), 104–108.
- 46 Hagedorn F., Joos O. (2014): Experimental summer drought reduces soil CO₂ effluxes and DOC leaching in Swiss grassland soils along an elevational gradient. In: *Biogeochemistry* 117(2–3), 395–412.
- 47 Manzoni S., Schimel J.P., Porporato A. (2012): Responses of soil microbial communities to water stress: results from a meta-analysis. In: *Ecology* 93, 930–938.
- 48 Ruehr N.K., Knohl A., Buchmann N. (2010): Environmental variables control on soil respiration on diurnal, seasonal and annual time-scales in a mixed mountain forest in Switzerland. In: *Biogeochemistry* 98, 153–170.
- 49 Hagedorn F., Joseph J., Luster J., Peter M., Pritsch K., Geppert U., Kerner R., Molinier V., Egli S., Schaub M., Liu J.-F., Li M., Weiler M., Siegwolf R., Gessler A., Arend M. (2016): Recovery of trees from drought depends on belowground sink control. In: *Nature Plants* 2, 16111.
- 50 Gilgen A.K., Signarbieux C., Feller U., Buchmann N. (2010): Competitive advantage of *Rumex obtusifolius* L. might increase in intensively managed temperate grasslands under drier climate. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135(1), 15–23.
- 51 Prietzel J., Zimmermann L., Schubert A., Christophel D. (2016): Organic matter losses in German Alps forest soils since the 1970s most likely caused by warming. In: *Nature Geoscience* 9, 543–548.
- 52 Manusch C., Bugmann H., Wolf A. (2014): The impact of climate change and its uncertainty on carbon storage in Switzerland. In: *Regional Environmental Change* 14(4), 1437–1450.
- 53 Wüst-Galley C., Mössinger E., Leifeld J. (2016): Loss of the soil carbon storage function of drained forested peatlands. In: *Mires and Peat* 8, 1–22.
- 54 Leifeld J., Bassin S., Fuhrer J. (2005): Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics, and altitude. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105 (1–2), 255–266.
- 55 Walker T.N., Garnett M.H., Ward S.E., Oakley S., Bardgett R.D., Ostle N. J. (2016): Vascular plants promote ancient peatland carbon loss with climate warming. In: *Glob. Change Biol.* 22, 1880–1889.
- 56 Bragazza L., Parisod J., Buttler A., Bardgett R.D. (2012): Biogeochemical plant-soil microbe feedback in response to climate warming in peatlands. In: *Nature Climate Change*, 1–5.
- 57 Bader C., Müller M., Schulin R., Leifeld J. (2017): Peat decomposability in managed organic soils in relation to land-use, organic matter composition and temperature. In: *Biogeosciences Discuss.* <https://doi.org/10.5194/bg-2017-187>.
- 58 Bader C., Müller M., Schulin R., Leifeld J. (2017): Amount and stability of recent and aged plant residues in degrading peatland soils. In: *Soil Biology and Biochemistry* 109, 167–175.
- 59 Capriel P. (2010): Standortabhängige Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. *Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)* 5/2010.

- 60 Hiltbrunner D., Zimmermann S., Karbin S., Hagedorn F., Niklaus P.A., (2012): Increasing soil methane sink along a 120-year afforestation chronosequence is driven by soil moisture. In: *Global Change Biology* 18, 3664–3671.
- 62 Waldner P., Braun S., Kurz D., Thimonier A. (2016): Nährstoffflüsse im Wald mit Fokus auf Stickstoff und basische Kationen. In: Pluess A.R., Augustin S., Brang P. (Red.) (2016): *Wald im Klimawandel. Grundlagen für Adaptionsstrategien*, 61–74. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern; Eidg. Forschungsanstalt wsl, Birmensdorf, Haupt-Verlag, Bern, Stuttgart.
- 63 Decrem M., Spiess E., Richner W., Herzog F. (2007): Impact of Swiss agricultural policies on nitrate leaching from arable land. In: *Agronomy for Sustainable Development* 27 (3), 243–253.
- 64 Lüscher A., Mueller-Harvey I., Soussana J.F., Rees R.M., Peyraud J.L. (2014): Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: a review. In: *Grass and Forage Science* 69(2), 206–228.
- 65 Oberson A., Frossard E., Bühlmann C., Mayer J., Mäder P., Lüscher A. (2013): Nitrogen fixation and transfer in grass-clover leys under organic and conventional cropping systems. In: *Plant and Soil* 371(1), 237–255.
- 66 Thompson R.B., Meisinger J.J. (2002): Management factors affecting ammonia volatilization from land-applied cattle slurry in the Mid-Atlantic USA. In: *J Environ Qual* 31(4), 1329–1338.
- 67 Montes F., Meinen R., Dell C., Rotz A., Hristov A.N., Oh J., Waghorn G., Gerber P.J., Henderson B., Makkar H.P.S., Dijkstra J. (2013): SPECIAL TOPICS – Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. In: *Journal of Animal Science* 91(11), 5070–5094.
- 68 Meteotest (im Auftrag von EMPA, BAFU; 2017): *Lachgas-Emissionskataster Schweiz. Aufbereitung von Datengrundlagen. Berechnung des Katasters.*
- 69 Imer D., Merbold L., Eugster W., Buchmann N. (2013): Temporal and spatial variations of soil CO₂, CH₄ and N₂O fluxes at three differently managed grasslands. In: *Biogeosciences* 10(9), 5931–5945.
- 70 Merbold L., Eugster W., Stieger J., Zahniser M., Nelson D., Buchmann N. (2014): Greenhouse gas budget (CO₂, CH₄ and N₂O) of intensively managed grassland following restoration. In: *Global Change Biology* 20, 1913–1928.
- 71 Shcherbak I., Millar N., Robertson G.P. (2014): Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (25), 9199–9204.
- 72 Rockstrom J., Steffen W., Noone K., Persson A., Chapin F.S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M., Folke C., Schellnhuber H.J., Nykvist B., de Wit C.A., Hughes T., van der Leeuw S., Rodhe H., Sorlin S., Snyder P.K., Costanza R., Svedin U., Falkenmark M., Karlberg L., Corell R.W., Fabry V.J., Hansen J., Walker B., Liverman D., Richardson K., Crutzen P., Foley J.A. (2009): A safe operating space for humanity. In: *Nature* 461, 472–475.
- 73 Hiller R.V., Bretscher D., DelSontro T., Diem T., Eugster W., Henneberger R., Hobi S., Hodson E., Imer D., Kreuzer M., Künzle T., Merbold L., Niklaus P.A., Rihm B., Schellenberger A., Schroth M.H., Schubert C.J., Siegrist H., Stieger J., Buchmann N., Brunner D. (2014): Anthropogenic and natural methane fluxes in Switzerland synthesized within a spatially explicit inventory. In: *Biogeosciences* 11(7), 1941–1959.
- 74 Bundesamt für Umwelt BAFU (2016): *Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2014: National Inventory Report, CRF-tables. Submission of April 2016 under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol.* Bern.
- 75 Karki S., Elsgaard L., Kande, T.P., Lærke P.E. (2016): Carbon balance of rewetted and drained peat soils used for biomass production: a mesocosm study. In: *GCB Bioenergy* 8(5), 969–980.
- 76 Regina K., Sheehy J., Myllys M. (2015): Mitigating greenhouse gas fluxes from cultivated organic soils with raised water table. In: *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 20(8), 1529–1544.
- 77 Freibauer A., Drösler M., Gensior A., Schulze E.-D. (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. In: *Natur und Landschaft* 84, 20–25.
- 78 Skinner C., Gattinger A., Müller A., Mäder P., Fliessbach A., Stolze M., Ruser R., Niggli U. (2014): Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management – A global meta-analysis. In: *Science of The Total Environment* 468–469, 553–563.

- 79 IPCC (2013): Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change (Stocker T.F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M.M.B., Allen S.K., Boschung J., Midgley P.M. Eds.). Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, Cambridge University Press.
- 80 Krauss M., Krause H.-M., Spangler S., Kandeler E., Behrens S., Kappler A., Mäder P., Gättinger A. (2016): Tillage system affects fertilizer-induced nitrous oxide emissions. In: *Biology and Fertility of Soils* 53(1), 49–59.
- 81 Harter J., Guzman-Bustamante I., Kuehfuss S., Ruser R., Well R., Spott O., Kappler A., Behrens S. (2016): Gas entrapment and microbial N₂O reduction reduce N₂O emissions from a biochar-amended sandy clay loam soil. In: *Scientific Reports* 6, 39574.
- 82 Venterea R.T., Halvorson A.D., Kitchen N., Liebig M.A., Cavigelli M.A., Grosso S.J.D., Motavalli P.P., Nelson K.A., Spokas K.A., Singh B.P., Stewart C.E., Ranaivoson A., Strock J., Collins H. (2012): Challenges and opportunities for mitigating nitrous oxide emissions from fertilized cropping systems. In: *Frontiers in Ecology and the Environment* 10(10), 562–570.
- 83 Küstermann B., Munch J.C., Hülsbergen K.-J. (2013): Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. In: *European Journal of Agronomy* 49, 61–73.
- 84 Fernandez F.G., Venterea R.T., Fabrizzi K.P. (2016): Corn Nitrogen Management Influences Nitrous Oxide Emissions in Drained and Undrained Soils. In: *J Environ Qual* 45(6), 1847–1855.
- 85 Krauss M., Ruser R., Müller T., Hansen S., Mäder P., Gättinger A. (2017): Impact of reduced tillage on greenhouse gas emissions and soil carbon stocks in an organic grass-clover ley – winter wheat cropping sequence. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 239, 324–333.
- 86 Krause H.-M., Thonar C., Eschenbach W., Well R., Mäder P., Behrens S., Kappler A., Gättinger A. (2017): Long term farming systems affect soils potential for N₂O production and reduction processes under denitrifying conditions. In: *Soil Biology and Biochemistry* 114, 31–41.
- 87 Senbayram M., Chen R., Budai A., Bakken L., Dittert K. (2012): N₂O emission and the N₂O/(N₂O+N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 147, 4–12.
- 88 Flessa H., Müller D., Plassmann K., Osterburg B., Techen A.-K., Nitsch H., Nieberg H., Sanders J., Meyer zu Hartlage O., Beckmann E., Anspach V. (2012): Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. *Landbauforschung, Sonderheft* 361, Braunschweig.
- 89 Ruser R., Schulz R. (2015): The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N₂O) release from agricultural soils – a review. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178(2), 171–188.
- 90 Pfab H., Palmer I., Buegger F., Fiedler S., Müller T., Ruser R. (2012): Influence of a nitrification inhibitor and of placed N-fertilization on N₂O fluxes from a vegetable cropped loamy soil. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 150, 91–101.
- 91 Weiske A., Benckiser G., Herbert T., Ottow J. (2001): Influence of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) in comparison to dicyandiamide (DCD) on nitrous oxide emissions, carbon dioxide fluxes and methane oxidation during 3 years of repeated application in field experiments. In: *Biology and Fertility of Soils* 34(2), 109–117.
- 92 Scheer C., Rowlings D., Firrell M., Deuter P., Morris S., Riches D., Porter I., Grace P. (2017): Nitrification inhibitors can increase post-harvest nitrous oxide emissions in an intensive vegetable production system. In: *Scientific Reports* 7, 43677.
- 93 Woolf D., Amonette J.E., Street-Perrott F.A., Lehmann J., Joseph S. (2010): Sustainable biochar to mitigate global climate change. In: *Nature Communications* 1(5), 1–9.
- 94 Mandal S., Sarkar B., Bolan N., Novak J., Ok Y.S., Van Zwieten L., Singh B.P., Kirkham M.B., Choppala G., Spokas K., Naidu R. (2016): Designing advanced biochar products for maximizing greenhouse gas mitigation potential. In: *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 46(17), 1367–1401.
- 95 Singh N., Abiven S., Maestrini B., Bird J.A., Torn M.S., Schmidt M.W.I. (2014): Transformation and stabilization of pyrogenic organic matter in a temperate forest field experiment. In: *Global Change Biology* 20(5), 1629–1642.
- 96 Hüppi R., Felber R., Neftel A., Six J., Leifeld J. (2015): Effect of biochar and liming on soil nitrous oxide emissions from a temperate maize cropping system. In: *soil* 1(2), 707–717.

- 97 Cayuela M.L., Sánchez-Monedero M.A., Roig A., Hanley K., Enders A., Lehmann J. (2013a): Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N₂O emissions? In: *Sci. Rep.* 3, 1732.
- 98 Cayuela M.L., van Zwieten L., Singh B.P., Jeffery S., Roig A., Sánchez-Monedero M.A. (2013b): Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 191, 5–16.
- 99 Luo Z.K., Wang E.L., Sun O.J. (2010): Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139(1–2), 224–231.
- 100 van Kessel C., Venterea R., Six J., Adviento-Borbe M.A., Linquist B., van Groenigen K.J. (2013): Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. In: *Global Change Biology* 19(1), 33–44.
- 101 Powlson D.S., Stirling C.M., Jat M., Gerard B.G., Palm C.A., Sanchez P.A., Cassman K.G. (2014): Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. In: *Nature Climate Change* 4(8), 678–683.
- 102 Liu B., Frostegård Å., Bakken L.R. (2014): Impaired Reduction of N₂O to N₂ in Acid Soils Is Due to a Posttranscriptional Interference with the Expression of nosZ. *MBio* 5(3), e01383–14.
- 103 Paradelo R., Virto I., Chenu C. (2015): Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 202, 98–107.
- 104 Mosimann T. (1991): Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten: Prozesse und Ursachen der Bodenerosion, Bodenerhaltungsziel, Gefährdungsschätzung, Schutzmassnahmen im Landwirtschaftsbetrieb und im Einzugsgebiet; ein Leitfaden für die Bodenerhaltung. Themenbericht des Nationalen Forschungsprogrammes 22 «Nutzung des Bodens in der Schweiz».
- 105 Keller T., Colombi T., Ruiz S., Manalili M.P., Rek J., Stadelmann V., Wunderli H., Breitenstein D., Reiser R., Oberholzer H., Schymanski S., Romero-Ruiz A., Linde N., Weisskopf P., Walter A., Or D. (2017): Long-Term Soil Structure Observatory for Monitoring Post-Compaction Evolution of Soil Structure. In: *Vadose Zone Journal* 16(4), doi:10.2136/vzj2016.11.0118.
- 106 Mohn J., Schürmann A., Hagedorn F., Schleppei P., Bachofen R. (2000): Increased rates of denitrification in nitrogen-treated forest soils. In: *Forest Ecology and Management* 137(1), 113–119.
- 107 Larink O., Werner D., Langmaack M., Schrader S. (2001): Regeneration of compacted soil aggregates by earthworm activity. In: *Biology and Fertility of Soils* 33(5), 395–401.
- 108 Lal R. (2003): Soil erosion and the global carbon budget. In: *Environ Int* 29(4), 437–450.
- 109 Grêt-Regamey A., Kool S., Bühlmann L., Kissling S. (2018): Eine Bodenagenda für die Raumplanung. Thematische Synthese TS₃ des Nationalen Forschungsprogramms «Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68), Bern.
- 110 Meusburger K., Alewell C. (2014): Soil Erosion in the Alps. Experience gained from case studies (2006–2013): Federal Office for the Environment, Bern. *Environmental studies* no. 1408.
- 111 Meusburger K., Alewell C. (2008): Impacts of anthropogenic and environmental factors on the occurrence of shallow landslides in an alpine catchment (Urseren Valley, Switzerland). In: *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 8(3), 509–520.
- 112 Prasuhn V., Liniger H., Gisler S., Herweg K., Candinas A., Clément J.-P. (2013): A high-resolution soil erosion risk map of Switzerland as strategic policy support system. In: *Land Use Policy* 32, 281–291.
- 113 Flückiger R., Rösch J., Sturny W., Vökt U. (2003): *Bodenkunde; Allgemeiner Pflanzenbau, Teil I. Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale, Zollikofen.*
- 114 Wischmeier W.H., Smith D.D. (1960): A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. In: *Transactions 7th int. Congr. Soil Sci.* 1, 418–425.
- 115 Lüscher P., Frutig F., Sciacca S., Spjebak S., Thees O. (2009): Physikalischer Bodenschutz im Wald. Bodenschutz beim Einsatz von Forstmaschinen (Physical soil conservation in forests. Soil protection from effects of forestry machines). wsl-Merkblatt für die Praxis 45.
- 116 Lüscher P., Frutig F., Thees O. (2016): Physikalischer Bodenschutz im Wald. Waldbewirtschaftung im Spannungsfeld zwischen Wirtschaftlichkeit und Erhaltung der physikalischen Bodeneigenschaften. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Wissen* Nr. 1607.
- 117 Keller T., Berli M., Ruiz S., Lamandé M., Arvidsson J., Schjønning P., Selvadurai A.P.S. (2014): Transmission of vertical soil stress under agricultural tyres: Comparing measurements with simulations. In: *Soil and Tillage Research* 140, 106–117.

- 118 Hiltbrunner D., Schulze S., Hagedorn F., Schmidt M.W.I., Zimmermann S. (2012): Cattle trampling alters soil properties and changes soil microbial communities in a Swiss sub-alpine pasture. In: *Geoderma* 170, 369–377.
- 119 Sommer C. (1985): Ursachen und Folgen von Bodenverdichtungen sowie Möglichkeiten zu ihrer Verminderung. In: *Landtechnik* 40(9), 378–384.
- 120 Ball B.C., Bingham I., Rees R.M., Watson C.A., Litterick A. (2005): The role of crop rotations in determining soil structure and crop growth conditions. In: *Canadian Journal of Soil Science* 85(5), 557–577.
- 121 Powlson D.S., Gregory P.J., Whalley W.R., Quinton J.N., Hopkins D.W., Whitmore A.P., Hirsch P.R., Goulding K.W.T. (2011): Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. In: *Food Policy* 36 (Supplement 1), 72–87.
- 122 Troxler J., Chatelain C., Schwery M. (2004): Technical and economical evaluation of grazing systems for high altitude sheep pastures in Switzerland. In *Land use systems in grassland dominated regions. Proceedings of the 20th General Meeting of the European Grassland Federation, Luzern, Switzerland, 21–24 June 2004*, 590–592. vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich.
- 123 Gisler S., Liniger H.P., Prasuhn V. (2010): Technisch-wissenschaftlicher Bericht zur Erosionsrisikokarte der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz im 2×2-Meter-Raster (ERK2). CDE Universität Bern und ART Zürich-Reckenholz.
- 124 Fehner M., Wasser B., Schwitter R. (Hrsg.; 2005): Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald (NaiS). Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Vollzug Umwelt, Bern.
- 125 Graf F., Bebi P., Braschler U., De Cesare G., Frei M., Greminger P., Grunder K., Hählen N., Rickli C., Rixen C., Sandri A., Springman S.M., Thormann J.-J., von Albertini N., Yildiz A. (2017): Pflanzenwirkungen zum Schutz vor flachgründigen Rutschungen. wsl-Bericht 56.
- 126 Rickli C., Raetzo H., MacArdell B., Presler J. (2008): Hangstabilitäten. In: Bezzola G.R., Hegg C. (Hrsg.): Ereignisanalyse Hochwasser 2005. Teil 2 – Analyse von Prozessen, Massnahmen und Gefahrengrundlagen, 97–116. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, Eidg. Forschungsanstalt wsl, Birmensdorf.
- 127 Graf F., Frei M., Böll A. (2009): Effects of vegetation on the angle of internal friction of a moraine. In: *For. Snow Landsc. Res.* 82 (1), 61–77.
- 128 Yildiz A., Askarinejad A., Graf F., Rickli C., Springman S. (2015): Effects of roots and mycorrhizal fungi on the stability of slopes, in *Proceedings of the XVI ECSMGE Geotechnical Engineering for Infrastructure and Development*. Edinburgh ICE Publishing, 1 Great George Street, UK.
- 129 Malin R., Rixen C. (2016): Vegetation, Oberflächenerosion und Aggregatstabilität auf alpinen Weiden. In: *Ingenieurbiologie* 3, 20–24.
- 130 Presler J., Carizzoni M., Widmer D. (2013): Gemeinsame Bodenüberwachung der Zentralschweizer Kantone.
- 131 von Rohr G., Margreth S., Hauert C. (2013): Bodeninformationen für die Waldwirtschaft im Kanton Solothurn. In: *Eidgenössische Forschungsanstalt wsl (Hrsg.): Forum für Wissen 2013. Bodenschutz im Wald: Ziele – Konflikte – Umsetzung*, wsl-Bericht 6.
- 132 Häusler S., Salm C. (2001): Bodenschutz beim Bauen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Leitfaden Umwelt, Nr. 10, Bern.
- 133 Bellini E. (2015): Boden und Bauen. Stand der Technik und Praktiken. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Wissen Nr. 1508.
- 134 Morrier A. (2012): Kanton Aargau, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Abteilung Wald (Hrsg.): *Forum für Wissen 2013. Umsetzung des Bodenschutzes im Wald im Aargau*. www.terranimoch
- 135 Keller T. (2005): A Model for the Prediction of the Contact Area and the Distribution of Vertical Stress below Agricultural Tyres from Readily Available Tyre Parameters. In: *Biosystems Engineering* 92(1), 85–96.
- 137 Colombi T., Braun S., Keller T., Walter A. (2017): Artificial macropores attract crop roots and enhance plant productivity on compacted soils. In: *Sci Total Environ* 574, 1283–1293.
- 138 Colombi T., Walter A. (2016): Root responses of triticale and soybean to soil compaction in the field are reproducible under controlled conditions. *Functional Plant Biology* 43(2), 114–128.
- 139 Colombi T., Walter A. (2017): Genetic Diversity under Soil Compaction in Wheat: Root Number as a Promising Trait for Early Plant Vigor. In: *Front Plant Sci* 8, 420.
- 140 Ruiz S., Or D., Schymanski S.J. (2015): Soil Penetration by Earthworms and Plant Roots – Mechanical Energetics of Bioturbation of Compacted Soils. In: *Plos One* 10(6), e0128914.

- 141 Zhouä J., Jiang X., Zhou B., Zhao B., Ma M., Guan D., Li J., Chen S., Cao F., Shen D., Qin J. (2016): Thirty-four years of nitrogen fertilization decreases fungal diversity and alters fungal community composition in black soil in northeast China. In: *Soil Biology & Biochemistry* 95, 135–143.
- 142 Graf F., Frei M. (2013): Soil aggregate stability related to soil density, root length, and mycorrhiza using site-specific *Alnus incana* and *Melanogaster variegatus* s.l. In: *Ecological Engineering* 57, 314–323.
- 143 Graf F., Gerber W. (1997): Der Einfluss von Mykorrhizapilzen auf die Bodenstruktur und deren Bedeutung für den Lebendverbau. In: *Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen* 11, 863–886.
- 144 Standortspezifische Mykorrhiza-Arten (Ektomykorrhiza): *Hebeloma crustuliniforme*, *Laccaria bicolor*, *Laccaria montana*, *Melanogaster variegatus*.
- 145 Bast A., Wilcke W., Graf F., Lüscher P., Gärtner H. (2016): Does mycorrhizal inoculation improve plant survival, aggregate stability, and fine root development on a coarse-grained soil in an alpine eco-engineering field experiment? In: *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 121(8), 2158–2171.
- 146 inoq: Mykorrhiza-Arten im kommerziellen Inokulum «Forst»: <https://inoq.de/produkte-service/mykorrhiza-produkte/inoq-forst>.
- 147 Schnug E., Rogasik J., Panten K., Paulsen H.M., Haneklaus S. (2004): Ökologischer Landbau erhöht die Versickerungsleistung von Böden – ein unverzichtbarer Beitrag zum vorbeugenden Hochwasserschutz. In: *Ökologie Landbau* 32(132), 53–55.
- 148 Schnug E., Haneklaus S., Rahmann G., Walker R. (2006): Organic farming – stewardship for food security, food quality, environment and nature conservation. In: *Asp App Biol* 79, 57–61.
- 149 Graf F., te Kamp L., Auer M., Acharya M.S., Wu W. (2015): Soil Aggregate Stability in Eco-engineering: Comparison of Field and Laboratory Data with an Outlook on a New Modelling Approach. In: *Recent Advances in Modeling Landslides and Debris Flows*, 29–47 (Ed. W. Wu). Springer International Publishing, Cham.
- 150 Lorenzen A., Burnison K., Servos M., Topp E. (2006): Persistence of endocrine-disrupting chemicals in agricultural soil. In: *Journal of Environmental Engineering Science* 5, 211–219.
- 151 Ying G.-G., Kookana R.-S. (2005): Sorption and degradation of estragon-like-endocrine disrupting chemicals in soil. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, 2640–2645.
- 152 Lee W.-M., Kim S.-W., Kwak J.-I., Nam S.-H., Shin Y.J., An Y.-J. (2010): Research Trends of ecotoxicity of nanoparticles in soil environment.
- 153 Jechlake S., Heuer H., Siemens J., Amelung W., Smalla K. (2014): Review: Fate and effects of veterinary antibiotics in soil. In: *Trends in microbiology* 22(9), 536–545.
- 154 Seneviratne S.I., Lüthi D., Litschi M., Schär C. (2006): Land-atmosphere coupling and climate changes in Europe. In: *Nature* 444, 205–209.
- 155 www.4p1000.org
- 156 Wendling M., Büchi L., Amossé C., Sinaj S., Walter A., Charles R. (2015): Nutrient accumulation by cover crops with different root systems. In: *Aspects of Applied Biology* 129, 91–96.
- 157 Büchi L., Gebhard C.-A., Liebisch F., Sinaj S., Ramseier H., Charles R. (2015): Accumulation of biologically fixed nitrogen by legumes cultivated as cover crops in Switzerland. In: *Plant and Soil* 393(1–2), 163–175.
- 158 Keller A., Franzen J., Knüsel P., Papritz A., Zürrer M. (2018): Bodeninformations-Plattform Schweiz (BIP-CH). Bodeninformationen, Methoden und Instrumente für eine nachhaltige Nutzung der Ressource Boden. Thematische Synthese TS 4 im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms «Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68), Bern.
- 159 Martin M.P., Wattenbach M., Smith P., Meersmans J., Jolivet C., Boulonne L., Arrouays D. (2011): Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. In: *Biogeosciences* 8(5), 1053–1065.
- 160 Kuzyakov Y., Bogomolova I., Glaser B. (2014): Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. In: *Soil Biology and Biochemistry* 70, 229–236.
- 161 Roth T., Kohli L., Rihm B., Amrhein V., Achermann B. (2015): Nitrogen deposition and multi-dimensional plant diversity at the landscape scale. In: *R. Soc. open sci.* 2, 150017.
- 162 Baggs E.M., Smales C.L., Bateman E.J. (2010): Changing pH shifts the microbial sources well as the magnitude of N₂O emissions from soil. In: *Biol Fertil Soils* 46, 793–805.

- 163 Nearing M.A., Xie Y., Liu B., Ye Y. (2017): Natural and anthropogenic rates of soil erosion. In: *International Soil and Water Conservation Research* 5, 77–84.
- 164 Leifeld J., Steffens M., Galego-Sala A. (2012): Sensitivity of peatland carbon loss to organic matter quality. In: *Geophysical Research Letters* 39, L14704. doi:10.1029/2012GL051856.
- 165 Bollinger J., Hagedorn F., Leifeld J., Böhl J., Zimmermann S., Soliva R., Kienast F. (2008): Effects of land-use change on carbon stocks in Switzerland. In: *Ecosystems* 11, 895–907.
- 166 Grüneberg E., Ziche D., Wellbrock N. (2014): Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. In: *Glob Change Biol* (20), 2644–2662.
- 167 Hagedorn F., Moeri A., Walthert L., Zimmermann S. (2010): Kohlenstoff in Schweizer Waldböden – bei Klimaerwärmung eine potenzielle CO₂-Quelle. In: *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* Vol. 161 (12), 530–535.
- 168 Schindlbacher A., Wunderlich S., Borken W., Kitzler B., Zechmeister-Boltenstern S., Jandl, R. (2012): Soil respiration under climate change: prolonged summer drought offsets soil warming effects. In: *Glob Change Biol* 18, 2270–2279.
- 169 Bader C., Müller M., Szidat S., Schulin R., Leifeld J. (2018): Response of peat decomposition to corn straw addition in managed organic soils. In: *Geoderma* 309, 75–83.
- 170 Soil Thematic Strategy COM, 2012
- 171 Krause H.-M., Hüppi R., Leifeld J., El-Hadidi M., Harter J., Kappler A., Hartmann M., Behrens S., Mäder P., Gattinger A. (2018): Biochar affects community composition of nitrous oxide reducers in a field experiment. In: *Soil Biology and Biochemistry* 119, 143–151.
- 172 Poeplau C., Don A. (2015): Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200, 33–41.
- 173 Freibauer A. (2015): Grossinventur auf deutschen Äckern. *Ökologischer Landbau* 4, 15–17.
- 174 Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG)
- 175 Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) vom 1. Juli 1998, Stand: 12. April 2016
- 176 Doran J.W., Coleman D.C., Bezdicek D.F., Stewart B.A. (Hrsg.; 1994): Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. In: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, Special Publication 35.
- 177 Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Schuman G.E. (1997): Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). In: *Soil Science Society of America Journal* 61, 4–10. doi:10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x
- 178 Bundesamt für Raumentwicklung (ARE) (2014): Faktenblatt Kulturlandschutz. <https://www.are.admin.ch/dam/are/de/dokumente/recht/kulturlandschutz.pdf.download.pdf/kulturlandschutz.pdf>; Zugriff: 15.3.2017
- 179 wocat, Glossary <https://www.wocat.net/en/sitefunctions/glossary.html>, Zugriff: 15.3.2017
- 180 Grêt-Regamey A., Drobnik T., Greiner L., Keller A., Papritz A. (2016): Soils and their contribution to ecosystem services. Factsheet Soil and Ecosystem Services NRP 68. Bern.
- 181 Daly H. (2007): Ecological Economics and Sustainable Development. In: *Selected Essays of Herman Daly*, Elgar Publishing Limited, Cheltenham
- 182 Gerber J.-D., Nahrath S. (2013): Beitrag zur Entwicklung eines Ressourcenansatzes der Nachhaltigkeit. Eine Diskussion am Beispiel der Regulation der Bodenressource. CREP Research Paper No. 3, Bern

Impressum

Autorenteam

Dr. Frank Hagedorn, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (wsl), Birmensdorf
Dr. Hans-Martin Krause, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (wsl), Birmensdorf; Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Frick
Dr. Mirjam Studer, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (wsl), Birmensdorf
Dr. Andreas Schellenberger, Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern
Prof. Andreas Gattinger, Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Frick; Justus-Liebig-Universität Giessen, Giessen, Deutschland

Erarbeitet und publiziert mit Unterstützung des Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung als thematische Synthese des Nationalen Forschungsprogramms «Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68).

Herausgeberin

Leitungsgruppe des Nationalen Forschungsprogramms «Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68)

Begleitgruppe der thematischen Synthese

Dr. Irène Birolini, Prona AG
Alexandra Cropt, Schweizerischer Bauernverband (SBV)
Nicolas Ecabert, ecaVert Sàrl
Dr. Victor Kessler, Bundesamt für Umwelt (BLW)
Dr. Beatrice Kulli, ZHAW/Bodenkundliche Gesellschaft Schweiz (BGS)
Andrea Loosli, Bau-, Planungs- und Umweltdirektoren-Konferenz (BPUK)
Bettina Marbot, Agridea
PD Dr. Daniel Schaub, Kanton Aargau
Benjamin Seitz, Agroscope

Leitungsgruppe des NFP 68

Prof. Emmanuel Frossard, ETH Zürich (Präsident)
Prof. Claire Chenu, AgroParisTech, Frankreich
Prof. Peter de Ruiter, Universität Amsterdam, Niederlande
Dr. Annette Freibauer, Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft, Deutschland
Prof. Bernd Hansjürgens, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Leipzig, Deutschland

Prof. Lorenz Hurni, ETH Zürich
Dr. Michael Obersteiner, Internationales Institut für angewandte Systemanalyse, Österreich
Prof. Kurt Roth, Universität Heidelberg, Deutschland

Delegierte des Nationalen Forschungsrats

Prof. Claudia R. Binder, EPF Lausanne

Bundesvertreter

Stephan Scheidegger, Bundesamt für Raumentwicklung (ARE), Bern
Dr. Roland von Arx, Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern

Leiter Wissenstransfer/Redaktion

Urs Steiger, steiger texte konzepte beratung, Luzern

Programm-Manager

Dr. Pascal Walther, Schweizerischer Nationalfonds (SNF), Bern

Layout und Grafik

Kurt Brunner, Palézieux

Korrektorat

Andreas Vonmoos, Terminus Textkorrektur, Luzern

Titelbild

Nils Nova, Luzern

Druck

Engelberger Druck, Stans

Für die Forschungsergebnisse sind die jeweiligen Forschungsteams verantwortlich, für die thematischen Synthesen und die Empfehlungen die Autorinnen und Autoren sowie die Leitungsgruppe. Ihre Auffassung muss nicht notwendigerweise mit derjenigen der Mitglieder der Begleitgruppen, des Schweizerischen Nationalfonds oder der Forschungsteams übereinstimmen.

Empfohlene Zitierweise

Hagedorn F., Krause H.-M., Studer M., Schellenberger A., Gattinger A. (2018): Boden und Umwelt. Organische Bodensubstanz, Treibhausgasemissionen und physikalische Belastung von Schweizer Böden. Thematische Synthese TS2 des Nationalen Forschungsprogramms «Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68), Bern

ISBN: 978-3-907087-30-5

www.snf.ch

www.nfp68.ch

Bezug: Schweizerischer Nationalfonds, Bern

© 2018, Schweizerischer Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung SNF, Bern

Das Werk einschliesslich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung ausserhalb der Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des SNF unzulässig und strafbar. Das gilt besonders für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronische Systeme.

Nationales Forschungsprogramm «Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68)

Das Nationale Forschungsprogramm «Nachhaltige Nutzung der Ressource Boden» (NFP 68) legt Grundlagen für eine nachhaltige Nutzung des Bodens in der Schweiz vor. Dabei werden sowohl die ökologischen als auch die ökonomischen Leistungen des Bodens berücksichtigt. Das Konzept der Ökosystemleistungen erlaubt es, die Bodenfunktionen und ihren Beitrag an das menschliche Wohlbefinden in Wert zu setzen. Die Forschung dauerte von 2013 bis 2017. Die Ergebnisse werden in fünf thematischen Synthesen sowie in einer Gesamtsynthese zusammengeführt.

Thematische Synthese TS2

Boden und Umwelt

Die organische Bodensubstanz, die Treibhausgasemissionen aus dem Boden und die physikalische Bodenbelastung stehen im Fokus der thematischen Synthese TS2 «Boden und Umwelt» des NFP 68. Insbesondere diskutiert sie, wie Klimawandel und Landnutzung die Böden und ihre Funktionen verändern und mit welchen Massnahmen der Boden geschützt werden kann.

Thematische Synthese TS1

Boden und Nahrungsmittelproduktion

Thematische Synthese TS3

Eine Bodenagenda für die Raumplanung

Thematische Synthese TS4

Bodeninformations-Plattform Schweiz (BIP-CH)

Thematische Synthese TS5

Wege zu einer nachhaltigen Bodenpolitik

