

Band 2 Kapitel 5: Der Einfluss des Klimawandels auf die Pedosphäre

Volume 2 Chapter 5: Climate Change Impact on the Pedosphere

Koordinierende Leitautoren

Andreas Baumgarten, Clemens Geitner

LeitautorInnen

Hans-Peter Haslmayr, Sophie Zechmeister-Boltenstern

Beiträge von

Andreas Böhner, Winfried E.H. Blum, Georg Dersch, Michael Englisch, Alexandra Freudenschuss, Sigbert Huber, Paul Illmer, Robert Jandl, Klaus Katzensteiner, Barbara Kitzler, Andreas Klik, Rosa Margesin, Gerhard Markart, Erwin Murer, Heide Spiegel, Dieter Stöhr, Peter Strauss, Walter Wenzel

Für den Begutachtungsprozess

Martin Gerzabek

Inhalt

ZUSAMMENFASSUNG	602	5.4.4	Böden oberhalb der Waldgrenze	621
SUMMARY	602	5.4.5	Stadtböden	625
KERNAUSSAGEN	602	5.5	Anthropogene Beeinträchtigungen von Böden in Bezug auf den Klimawandel	626
5.1 Prozesse und Dynamiken im System Pedosphäre	604	5.5.1	Bodenerosion	626
5.1.1 Bodenbildende Faktoren und Prozesse	604	5.5.2	Bodenverdichtung	628
5.1.2 Einfluss des Klimas auf Boden und Bodenbildung: Direkte und indirekte Faktoren	605	5.6	Auswirkungen des Klimawandels auf die Ökosystemleistungen der Pedosphäre	629
5.1.3 Zeitliche Aspekte der Klimasensitivität von Böden	605	5.6.1	Unterstützende Ökosystemleistungen (Supporting Services)	629
5.1.4 Räumliche Aspekte der Klimasensitivität von Böden	607	5.6.2	Bereitstellende Ökosystemleistungen (Provisioning Services)	629
5.2 Bodendaten in Österreich: Bestand und Auswertungsmöglichkeiten	608	5.6.3	Selbstregulierende Ökosystemleistungen (Regulating Services)	630
5.2.1 Bodendaten und Bodenmonitoring	608	5.6.4	Kulturelle Leistungen (Cultural Services)	630
5.2.2 Bodenbewertung und Bodenschutz	610	5.7	Forschungsbedarf	630
5.3 Einfluss des Klimawandels auf den Boden	610	5.8	Literaturverzeichnis	632
5.3.1 Wasserhaushalt	611			
5.3.2 Bodenlebewesen	611			
5.3.3 Kohlenstoffhaushalt	612			
5.3.4 Stickstoffhaushalt	615			
5.4 Einfluss des Klimawandels auf Böden in Abhängigkeit von deren Nutzung	617			
5.4.1 Ackerböden	617			
5.4.2 Grünlandböden	618			
5.4.3 Waldböden	620			

ZUSAMMENFASSUNG

Dieses Kapitel befasst sich mit dem Einfluss des Klimawandels auf die Pedosphäre, d.h. auf Böden. Diese stellen nicht nur einen elementaren Bestandteil der Ökosysteme dar, sie bilden auch die Grundlage für die landwirtschaftliche Produktion und somit auch für die Ernährungssicherheit. Böden beeinflussen darüber hinaus wesentlich die globale Kohlenstoffbilanz. Der Anteil an Kohlendioxid (CO₂), der jährlich aus den Böden in die Atmosphäre gelangt (und ebenso von ihnen wieder aufgenommen wird), übersteigt jenen aus fossilen Brennstoffen bei weitem. Umso wichtiger ist es, das ökologische Gleichgewicht der Böden zu erhalten. Sicher ist, dass die biotische Komponente des Bodens, verglichen mit chemischen oder physikalischen Eigenschaften, am raschesten und deutlichsten auf Klimaveränderungen reagiert, was Folgen für die Ökosystemleistungen des Bodens hat. Dies betrifft vor allem mikrobiologische Prozesse, die die Menge und Qualität der organischen Substanz und damit die Erhaltung des großen Kohlenstoffspeichers im Boden steuern. Viele Prozesse im Boden sind sowohl temperatur- als auch feuchtigkeitsabhängig. Da das zukünftige Zusammenspiel dieser beiden Klimafaktoren in Österreich räumlich stark variieren wird, sind regional und lokal sehr unterschiedliche Folgewirkungen auf den Boden und seine Ökosystemleistungen zu erwarten. In Österreich ist die Datenlage über die Böden und ihre räumliche Verteilung vergleichsweise gut. Die Wechselbeziehungen zwischen Boden und Vegetation sind von besonderer Relevanz, da die Vegetation wesentlich rascher auf Klimaänderungen reagiert und ihrerseits die Bodenentwicklung mitbestimmt. Das kontinuierliche Monitoring von Böden ist zwar aufwendig, muss aber für die Zukunft als unerlässlich angesehen werden, um jene Prozesse im Boden beobachten und differenzierter nachbilden zu können, die im Hinblick auf den Klimawandel bedeutend sind. Böden sind durch anthropogene Eingriffe zahlreichen Belastungen (z. B. durch Bodenbearbeitung, Entwässerung, Baumaßnahmen) ausgesetzt, die zunächst mit Klima anscheinend nur wenig zu tun haben. Diese Grundbelastungen können jedoch klimabedingte Veränderungen im Boden verschärfen, insbesondere wenn Böden stark degradiert sind oder gar durch Versiegelung kaum mehr natürliche Leistungen erbringen können. Insofern muss Bodenschutz auch als Klimaschutz verstanden werden.

SUMMARY

This chapter focuses on the impacts of climate change on the pedosphere, i. e., on soils. In addition to their role as a primary

component of ecosystems, soils constitute the basis of agricultural production and ultimately food security. Soils have a major effect on the global carbon budget. The annual release (and uptake) of carbon dioxide (CO₂) from soils largely exceed those emissions due to fossil fuel combustion, making it crucial to preserve the ecological balance of soils. The biotic component of soils is very sensitive to climate change, which in turn has important implications on ecosystem services. Soil micro-biota control the processes responsible for the amount and quality of soil organic matter and accordingly for the maintenance of the huge carbon storage pool of soils. Many soil processes are temperature and moisture dependent. In Austria, the future interactions of these two climate factors have high spatial variation, and therefore the consequences of climate change on soils and their ecosystem services are expected to vary both locally and regionally. In Austria, an extensive dataset on soils and their spatial distribution is available. For the assessment of climate change impacts, the relationships between soils and vegetation are of paramount importance, as vegetation reacts quickly to climate change with implications on soil development. The continuous monitoring of soils, though labour intensive, is essential in order to observe and reconstruct relevant processes with respect to climate change. Soils are exposed to several anthropogenic threats, which at first glance have little to do with climate. However, these basic stresses may exacerbate climate change effects on soils, particularly if soils cannot sustain their ecosystem services due to soil degradation or soil sealing. In this respect, soil protection is an important component of climate change measures.

KERNAUSSAGEN

- Der Klimawandel ist für den Boden relevant – und umgekehrt.

Durch die Kenntnis der in den Böden ablaufenden Prozesse ist es zweifelsfrei, dass diese auf Klimaänderungen reagieren (sehr wahrscheinlich). Diese Tatsache wird allerdings kaum in der Diskussion berücksichtigt, was unter anderem damit zusammenhängt, dass die meisten Reaktionen in Böden eher langfristig ausfallen und noch zu wenig erforscht sind. Da die weltweiten Landflächen mit ihren Böden um ein Vielfaches mehr an CO₂ an die Atmosphäre abgeben (und etwa ebenso viel wieder aufnehmen) als die anthropogene Verbrennung fossiler Energieträger, sind die Rückkopplungseffekte in Böden von besonderer Bedeutung. Insbesondere Moorböden sind große Kohlenstoffspeicher und reagieren empfindlich auf höhere Temperaturen (sehr wahrscheinlich).

- Der Klimawandel verändert den Bodenwasserhaushalt. Bei zunehmender Verdunstung und gleichbleibenden bzw. regional abnehmenden Niederschlagsmengen wird es im Osten Österreichs zu abnehmenden Sickerwassermengen und zu einem Absinken des Grundwasserspiegels kommen. Dadurch werden Böden, die unter Grund- oder Stauwassereinfluss stehen (Gleye und Pseudogleye), flächenhaft weniger werden (sehr wahrscheinlich). Auf Böden mit geringer Wasserspeicherfähigkeit sind durch Trockenstress Ertragseinbußen bei land- und forstwirtschaftlicher Nutzung zu erwarten (sehr wahrscheinlich). Durch die Zunahme von Starkniederschlagsereignissen kommt es zu erhöhtem Oberflächenabfluss und damit zu Bodenverlusten durch Bodenerosion (wahrscheinlich). Durch die Zunahme von Bodenverdichtungen werden diese Prozesse weiter verstärkt (sehr wahrscheinlich).
- Der Klimawandel verändert das Leben im und auf dem Boden. Eine Erhöhung der Luft- und Bodentemperaturen wird die Pflanzengemeinschaft und das Wurzelwachstum eines Standorts und infolgedessen die Gemeinschaftsstruktur der Bodenlebewesen verändern (wahrscheinlich). Trockene Böden weisen dabei eine geringere Diversität und weniger robuste Populationen auf als feuchtere aber gut belüftete Böden.
- Der Klimawandel verändert die organische Substanz. Temperatur- und Wasserregime steuern Abbau- und Umsatzprozesse der organischen Substanz, sodass Reaktionen auf den Klimawandel zu erwarten sind (sehr wahrscheinlich). In Abhängigkeit vom Standort kann die Reaktion aber sehr unterschiedlich ausfallen. Generell werden durch eine erhöhte Temperatur – zumindest bei gleichbleibender Feuchte – die Mineralisationsprozesse im Boden beschleunigt und folglich die organische Bodensubstanz verstärkt abgebaut (sehr wahrscheinlich). Dies hat neben den Folgen der dadurch gesteigerten Treibhausgasemissionen (Lachgas [N₂O], Methan [CH₄] und Kohlenstoffdioxid [CO₂]) auch negative Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit und andere Bodenfunktionen. Ob und inwieweit diese Humusverluste durch eine erhöhte Biomasseproduktion (durch erhöhtes CO₂-Angebot und längere Vegetationszeiten) ausgeglichen werden, ist von Standort und Nutzung abhängig und kann noch kaum abgeschätzt werden (etwa so wahrscheinlich wie nicht). Durch das verstärkte Auftauen von Permafrostböden bzw. den Rückzug des Permafrosts im Hochgebirge kann im Permafrost konservierte organische Substanz von Bodenmikroorganismen abgebaut werden, was zu einer zusätzlichen Freisetzung von Methan und CO₂ führt (wahrscheinlich).
- Der Klimawandel verändert den Stoffhaushalt. Mit steigenden Temperaturen wird die Verwitterungsrate der Ausgangssubstrate zunehmen, wenn ausreichend Feuchtigkeit vorhanden ist. Dadurch wird es zu Veränderungen im Bodennährstoffhaushalt kommen (wahrscheinlich). Eine Zunahme von Temperaturextremen und Trockenphasen beeinflusst die Umsatzraten von z.B. Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) (sehr wahrscheinlich). Bei stärker ausgeprägten Gefrier- und Auftauprozessen im Winter (durch Veränderung der Schneedeckendauer und -mächtigkeit), aber auch bei starkem und langem Austrocknen des Bodens, gefolgt von Starkniederschlagsereignissen, steigen die Umsetzungsraten von Kohlenstoff und Stickstoff, und es kommt unmittelbar danach zu Emissionsmaxima von Treibhausgasen (wahrscheinlich).
- Der Klimawandel verändert die Ertragsfähigkeit. Eine Erhöhung der Lufttemperatur und eine Verlängerung der Vegetationsperiode kann in kühleren und niederschlagsreicheren Gebieten das Ertragspotential steigern, während in niederschlagsärmeren Gebieten das Ertragspotential aufgrund der Zunahme von Trocken- und Hitzestress sinken wird (sehr wahrscheinlich).
- Waldböden sind empfindlich gegenüber Störungen. Bei einer Temperaturerhöhung um 1 °C wird etwa 10 % mehr CO₂ durch Bodenatmung freigesetzt, bei 2 °C werden etwa 20 % mehr CO₂ und N₂O emittiert (wahrscheinlich). Die Stickstoffdeposition hat infolge erhöhter Bildung von Nadel-/Blattmasse einen wesentlichen Einfluss auf die Bodenkohlenstoffspeicher (wahrscheinlich). Zunehmende Intensität und Häufigkeit von Störungen (Windwurfereignisse mit nachfolgenden Borkenkäferkalamitäten) führen zu Humus- bzw. Bodenverlusten durch Erosion (sehr wahrscheinlich), zu einer erhöhten Freisetzung von CO₂ aus dem Boden (sehr wahrscheinlich) und zu einer Beeinträchtigung der hydrologischen Bodenfunktionen (wahrscheinlich).
- Die Reaktion der Böden der Hochlagen umfasst gegenläufige Prozesse. Böden in Hochlagen enthalten leicht abbaubare Komponenten, die im Falle einer Temperaturerhöhung bevorzugt umgesetzt würden (sehr wahrscheinlich). Ob durch einen erhöhten Biomasseeintrag der Bodenkohlenstoffgehalt zunimmt, ist ungewiss (etwa so wahrscheinlich wie nicht). Von zentraler Bedeutung sind die Stabilität und die Qualität des organischen Kohlenstoffs.

- Anthropogene Beeinträchtigungen mindern die Resilienz des Bodens gegenüber dem Klimawandel.

Insbesondere durch Versiegelung, Erosion, Verdichtung und Humusabbau werden die Böden in ihrer Funktionalität stark eingeschränkt, wodurch sie auch gegenüber den Einflüssen des Klimawandels weniger resilient sind (sehr wahrscheinlich).

- Das Erosionsrisiko wird durch Klimawandel erhöht. Durch die Zunahme von Witterungsextremereignissen (Niederschlag, Wind) kann bei unvollständiger oder fehlender Bodenbedeckung von Ackerböden die Erosion durch Wasser und Wind zunehmen (wahrscheinlich). Durch höhere Temperaturen können Böden häufiger austrocknen und sind für Abtrag durch Wind anfälliger (wahrscheinlich).

5 Der Einfluss des Klimawandels auf die Pedosphäre

5 Climate Change Impact on the Pedosphere

Einleitend werden grundlegende Zusammenhänge im System Pedosphäre skizziert und auf den Einfluss des Klimawandels bezogen. Anschließend wird ein kurzer Überblick zu den in Österreich vorliegenden Bodendaten sowie zu Ansätzen des Bodenmonitorings gegeben, die einen wesentlichen Teil der nationalen Wissensbasis darstellen. Die folgenden Kapitel sind dem Einfluss des Klimawandels auf die Böden gewidmet. Hier stehen zunächst jene Prozesse im Vordergrund, welche im Boden ablaufen und vom Klimawandel beeinflusst werden bzw. diesen beeinflussen können. Anschließend werden Auswirkungen des Klimawandels im Hinblick auf bestimmte Bodennutzungen thematisiert. Ergänzend werden Aspekte anthropogener Beeinträchtigungen aufgegriffen, da diese für die Vulnerabilität der Böden relevant sind. Abschließend werden die Folgen des Klimawandels unter dem Gesichtspunkt der Ökosystemleistungen von Böden diskutiert.

In der bisherigen Diskussion kommen die Wirkungen des Klimawandels auf die Böden zu kurz. Böden werden häufig lediglich in Bezug auf die Auswirkungen des Klimawandels auf die Land- und Forstwirtschaft erwähnt (z. B. Götzl et al., 2011), wobei vor allem die Folgen für die Pflanzen und das Bodenwasser thematisiert werden. Diese sehr eingeschränkte Betrachtung des Bodens mag damit zusammenhängen, dass er wenig öffentliche Aufmerksamkeit erfährt, aber auch damit, dass die Reaktionen von Böden eher langfristig ausfallen und noch zu wenig erforscht sind. Aus dem Verständnis der im

Boden ablaufenden Prozesse ist es zweifelsfrei, dass Böden auf Klimaänderungen reagieren (Blume et al., 2010b). Noch weitgehend unerforscht ist, wie intensiv und in welchen Zeiträumen dies geschieht und ob es dabei kritische Punkte gibt, bei denen das System in einen neuen Zustand gelangt.

5.1 Prozesse und Dynamiken im System Pedosphäre

5.1 Processes and dynamics in the pedosphere system

5.1.1 Bodenbildende Faktoren und Prozesse

Unter dem Begriff der Pedosphäre wird die Vielfalt der Böden in ihrer globalen Verbreitung zusammengefasst (Blume et al., 2010b). In der Pedosphäre durchdringen sich Litho-, Hydro-, Atmo- und Biosphäre und führen zu einem spezifischen räumlichen Muster unterschiedlich ausgeprägter Böden. Diese räumliche Differenzierung ist in Bezug auf die Auswirkungen des Klimawandels entscheidend, sodass im weiteren Text nur noch von Boden bzw. Böden als Teile dieser globalen Pedosphäre gesprochen wird.

Nach ÖNORM L 1076 (2013) wird der Boden als „oberster Bereich der Erdkruste, der durch Verwitterung, Um- und Neubildung (natürlich oder anthropogen bedingt) entstanden und weiter veränderbar ist,“ definiert (vgl. Box 5.1). Blum (2007) differenziert die Struktur und die Komponenten des Bodens genauer, nämlich als „eine von der Erdoberfläche bis zum Gestein reichende, in Horizonte gegliederte, mit Wasser, Luft und Lebewesen durchsetzte Lockerdecke (Ausschnitt aus der Pedosphäre), die durch Umwandlung anorganischer und organischer Ausgangsstoffe, unter Zufuhr von Stoffen und Energien aus der Atmosphäre neu entstanden ist und in der diese Umwandlungsprozesse weiter ablaufen (dynamisches, dreiphasiges System)“. Zum Verständnis des Systems Boden müssen die sogenannten bodenbildenden Faktoren sowie die von ihnen gesteuerten, im Boden ablaufenden Prozesse und die daraus entstehenden Bodenmerkmale differenziert werden (vgl. Abbildung 5.1).

Das komplexe Zusammenwirken der bodenbildenden Faktoren (einschließlich ihrer gegenseitigen Beeinflussung) steuert im Boden eine Reihe von Prozessen. Die konkreten Merkmale und damit auch Eigenschaften von Böden sind das Ergebnis dieser Prozesse über einen mehr oder weniger langen Zeitausschnitt. Um den Einfluss des Klimawandels auf die Böden abschätzen zu können, muss herausgearbeitet werden, wie die

unterschiedlichen Bodenprozesse durch den Wandel einzelner Klimaparameter verändert werden. Ob und in welchem Maße sich dabei auch die Merkmale und Eigenschaften der Böden ändern, hängt davon ab, wie stark die Prozesse modifiziert werden und wie lange diese einwirken.

5.1.2 Einfluss des Klimas auf Boden und Bodenbildung: Direkte und indirekte Faktoren

Die Bedeutung des Klimas für die Bodenbildung zeigt sich im globalen Maßstab an der Ausprägung der Bodenzonen, welche eng mit den Klimazonen zusammenhängen (Zech und Hintermaier-Erhard, 2002; Schultz, 2002). Je kleinräumiger die Betrachtung ausfällt, desto stärker treten die bodenbildenden Faktoren Gestein, Relief, Vegetation und die Nutzung durch den Menschen in den Vordergrund. Dennoch spielt der Einfluss des Klimas auch bei den kleinsten Bodeneinheiten eine dominante Rolle. So ist davon auszugehen, dass Veränderungen im Klimasystem über alle Maßstäbe hinweg Veränderungen im Bodensystem hervorrufen werden. Dabei sind insbesondere das Mikroklima an der Bodenoberfläche und die Temperatur- und Feuchtebedingungen im Boden relevant, was bedeutet, dass die klimatischen Einflussgrößen durch die üblichen meteorologischen Stationsdaten nur unzureichend repräsentiert sind.

Temperatur und Niederschlag stellen zwei der wichtigsten Klimaelemente für den Boden dar (Blume et al., 2010b), wobei nicht nur Mittelwerte, sondern auch der saisonale Verlauf und seltene Extremwerte zu berücksichtigen sind. In Bezug auf den Niederschlag ist jener Anteil für die Bodenbildung entscheidend, der versickert. Der Anteil, der oberflächlich abfließt, kann zu Erosion an der Bodenoberfläche führen. Es wirken aber nicht nur die einzelnen Klimaelemente auf den Boden ein, sondern auch komplexere klimatische Bedingungen, die sich aus dem Zusammenspiel einzelner Klimaelemente ergeben. Zu nennen sind z. B. die Dauer von Vegetationszeiten, Aktivitätszeiten der Bodenlebewelt, Aper- bzw. Schneebedeckungszeiten oder auch die Dauer und Häufigkeit von Trockenphasen. Veränderungen dieser komplexen Klimabedingungen dürften für den Boden eine große Rolle spielen, sind aber in ihrer zukünftigen Entwicklung ungleich schwerer abzuschätzen. Als dritte Gruppe klimagesteuerter Einflussgrößen auf den Boden sind jene indirekten Faktoren zu nennen, die ihrerseits klimasensitiv sind, v. a. die Vegetation (vgl. Band 2, Kapitel 3). Eine veränderte Vegetation kann über das Mikroklima, die Bodenbedeckung, den Bodenwasserhaushalt,

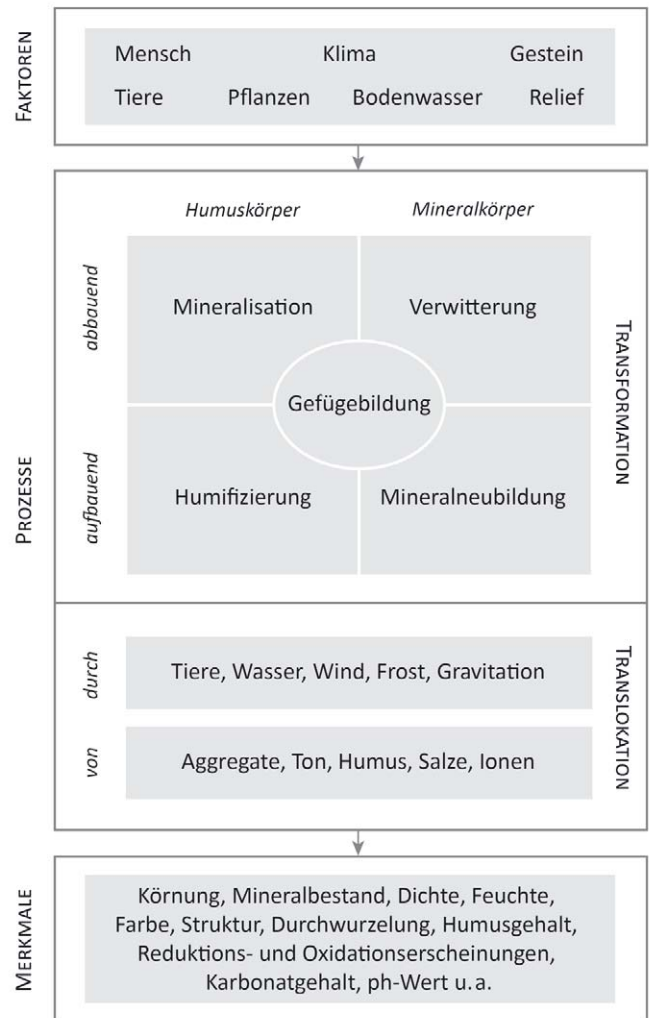


Abbildung 5.1 Schematischer Überblick zu den bodenbildenden Faktoren und Prozessen und den sich daraus ergebenden Merkmalen des Bodens. Die Vielfalt an Faktoren und Prozessen sowie ihrer Kombinationsmöglichkeiten lassen erahnen, wie schwer die Zusammenhänge im System Boden zu identifizieren und zu quantifizieren sind. Erstellt von Geitner für AAR14

Figure 5.1 Schematic overview of the soil forming factors and processes, and the resultant soil features. The high diversity of factors and processes and their possible combinations indicate the difficulties in identifying and quantifying interrelations in the soil system. Developed by Geitner for AAR14

das Wurzelsystem und die Streu auch den Zustand des Bodens maßgeblich und schon in kurzer Zeit verändern.

5.1.3 Zeitliche Aspekte der Klimasensitivität von Böden

Jeder Boden hat sich über eine bestimmte Zeit entwickelt. Ohne diese zeitliche Dimension können seine Eigenschaften nicht erklärt werden. In Abhängigkeit von der quartären Kli-

Box 5.1: Was ist Boden?**Box 5.1: What is soil?**

Box 5.1 Abbildung 1 Bodenprofil einer „Typischen Braunerde“ aus dem Wienerwald. Boden im bodenkundlich-ökologischen Verständnis umfasst die wenigen Dezimeter von der organischen Auflage bis zum anstehenden Gestein. Der oberste, meist deutlich dunklere Horizont ist von Humus durchsetzt und intensiv belebt. Die Wurzeln reichen meist bis in die tieferen, verwitterten Bereiche. Trotz ihrer geringen Mächtigkeit erfüllen Böden eine Fülle von Funktionen (vgl. Abschnitt 5.2.2). Insbesondere der intensiv belebte Oberboden ist sehr vulnerebel gegenüber physikalischen und chemischen Belastungen. Das Foto zeigt den Bodentyp „Typische Braunerde“ (Nestroy et al., 2000, 2011) aus dem Wienerwald. Foto: R. Reiter

Box 5.1 Figure 1 Soil profile of a „typical brown earth“ from the Vienna Woods. Soil in a soil-scientific and ecological sense includes the few decimeters from the organic layer to the non-weathered parent material. The uppermost, usually darker, horizon is characterized by humus enrichment and biological activity. The roots reach further down into the weathered zone. In spite of their shallowness, soils perform highly diverse functions (see Chapter 5.2.2). The living topsoil is particularly vulnerable to physical and chemical stresses. The photograph shows the soil type „brown earth“ from the Vienna Woods. Photograph by R. Reiter

mageschichte und der Ausdehnung der Gletscher zum Höchststand der letzten Vereisung repräsentieren die meisten Böden Österreichs maximal rund 12 000 (Beginn Holozän) oder maximal rund 20 000 Jahre (nach der maximalen Gletscher-ausbreitung) (van Husen, 1987). Nicht vergletscherte Gebiete und damit während der letzten Kaltzeit periglazial geprägte Böden sind in Österreich auf die nördlichen und östlichen Tief-, Hügel- und Terrassenländer beschränkt. Böden können aber auch viel jünger sein, wenn es in ihrer Entwicklung zu morphodynamischen Störungen (Erosion oder Akkumulation) gekommen ist. Mit ihren aktuellen Merkmalen integrieren die Böden die physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse während ihrer gesamten Bildungsphase (Lorz, 2008) und können somit auch zur Rekonstruktion klimatischer Veränderungen in der Vergangenheit herangezogen werden (vgl. Band 1, Kapitel 3; Bork et al., 2003; Starnberger et al., 2009).

Im Hinblick auf die Analyse aktueller Veränderungen in Böden sind speziell die darin ablaufenden Prozesse ins Auge zu fassen (vgl. Abbildung 5.1), da diese rascher als die Bodenmerkmale auf Änderungen der bodenbildenden Faktoren reagieren können. Unter den Bodenprozessen im Vergleich ist davon auszugehen, dass die biologisch gesteuerten am unmittelbarsten auf Veränderungen reagieren, gefolgt von chemisch und physikalisch kontrollierten Reaktionen (Blume et al., 2010b). Dementsprechend ist zunächst vor allem mit Veränderungen der organischen Substanz durch den Klimawandel zu rechnen. Tabelle 5.1 bietet eine Übersicht zu den Prozessen im Boden und ihren abgeschätzten Sensitivitäten gegenüber dem Klimawandel.

Zu den Veränderungen der Bodenprozesse gibt es in Österreich keine kontinuierlichen Dauerbeobachtungen, sodass entsprechende Daten fehlen. Zur Untersuchung der Veränderlichkeit ausgewählter Bodenprozesse bieten sich einerseits experimentelle Ansätze unter definierten Rahmenbedingungen sowohl im Freiland als auch im Labor an. In diesem Zusammenhang sind z. B. Messungen der Bodenatmung unter kontrollierten Temperatur- und Feuchtebedingungen zu nennen, wie sie in den letzten fünf Jahren intensiv durchgeführt werden (vgl. Abschnitt 5.4.3). Andererseits kann auch die Analyse von Boden-Chronosequenzen, wie sie beispielsweise im Einflussbereich von großen Flüssen zu finden sind, herangezogen werden (Zehetner et al., 2009). Die Ergebnisse beider Ansätze können für plausible Abschätzungen der durch veränderte Umweltbedingungen bedingten, überwiegend chemischen und mikrobiologischen Veränderungen im Boden verwendet werden. Wichtig ist jedoch, in Studien mit experimentellem Ansatz auch die Langzeitkomponente zu berücksichtigen, denn es ist weitgehend ungeklärt, ob und bei welchen Pro-

Tabelle 5.1 Abschätzung der Sensitivität von Prozessen im Boden in Bezug auf den Klimawandel. Erstellt von Geitner für AAR14**Table 5.1** Assessment of the sensitivity of processes in soils related to climate change. Developed by Geitner for AAR14

Prozesse	Sensitivität	Erläuterungen
Mineralkörper		
Physikalische Verwitterung	++	A oder Z: abhängig von Höhenstufe (Frostwechselfrequenz)
Chemische Verwitterung	++	Z: bei Erhöhung der Temperatur (nivale/alpine Stufe) A: bei trockenen Verhältnissen
Biologische Verwitterung	+	A oder Z: bei Vegetationsänderungen
Oxidation	+	Z: bei trockenen Verhältnissen
Reduktion	+	Z: bei feuchten Verhältnissen
Tonmineralbildung	+	A: bei trockenen Verhältnissen
Tonverlagerung	+	A: bei trockenen Verhältnissen
Podsolierung	+	A: bei trockenen Verhältnissen
Carbonatisierung	+	Z: bei trockenen, wechselfeuchten Verhältnissen A: bei feuchten Verhältnissen
Humuskörper		
Mineralisation	+++	Z: bei durchschnittlichen Bedingungen A: bei trockenen oder bei sehr feuchten Verhältnissen
Humifizierung	+	A oder Z: in Abhängigkeit von weiteren Faktoren (z. B. Feuchtigkeit, chemische Zusammensetzung der Streu)
Sonstige		
Austauschprozesse (Ionen)	+	A: bei trockenen Verhältnissen
Aggregatbildung	+	in Abhängigkeit von sonstigen Bedingungen
Bioturbation	++	in Abhängigkeit von sonstigen Bedingungen
Kryoturbation	++	in Abhängigkeit von Dauer der Frostphasen und Anzahl der Frostwechsel, unterschiedlich nach Höhenlage

A = Abnahme, Z = Zunahme, + = mäßige, ++ = mittlere, +++ = starke Wirkung erwartet

zessen im Boden selbstverstärkende Entwicklungen in Gang gesetzt werden bzw. ob und in welcher Zeit das System wieder einen gewissen Gleichgewichtszustand erreicht. Chronosequenzanalysen geben dafür erste Anhaltspunkte, allerdings erscheinen kontinuierliche Langzeitbeobachtungen über mindestens zehn Jahre hinweg zur Feststellung von Kausalitäten unabdingbar.

5.1.4 Räumliche Aspekte der Klimasensitivität von Böden

Je vielfältiger eine Region hinsichtlich der Faktoren Gestein, Relief und Klima ausgestattet ist, desto zahlreicher sind die dort vorkommenden Bodeneinheiten. Im Hinblick auf die Abschätzung der Einflüsse des Klimawandels muss dieser Vielfalt der Böden unbedingt Rechnung getragen werden. Ein Boden in einer feuchten Senke am schattigen Talgrund wird aufgrund des Wasserüberschusses und des spezifischen Mikroklimas auf eine Temperaturerhöhung anders reagieren

als ein Boden in südexponierter Hanglage, der ohnehin durch Wärme und Trockenstress gekennzeichnet ist. Für belastbare Aussagen zur Sensitivität von Böden muss daher räumlich entsprechend differenziert werden. Dies trifft insbesondere für Gebirgslandschaften zu, wo durch die Kombination von Höhenstufen, Neigung und Exposition extrem kleinräumige Klima-Boden-Systeme bestehen (Geitner, 2007). Wie sensitiv ein Boden auf Klimaänderungen reagiert, hängt aber nicht nur von seiner Lage, sondern auch von seinen physikalisch-chemischen Eigenschaften ab. So steuern beispielsweise Korngrößenverteilung und Humusgehalt den Wasserhaushalt, sodass beispielsweise in Trockenphasen die tatsächliche Austrocknung der Böden unterschiedlich stark ausfällt (Blume et al., 2010b). Daher sind Böden gegenüber Witterungsschwankungen unterschiedlich gut gepuffert und somit unterschiedlich resilient. Vor diesem Hintergrund gilt es mit den vorhandenen Bodendaten herauszufinden, welche Böden von klimatischen Veränderungen insofern besonders betroffen sind, als deren extreme Systemzustände durch den Klimawandel kritisch zu-

nehmen. Diese Abschätzungen sind nicht nur für den Boden selbst relevant, sondern auch im Hinblick auf seine Ökosystemleistungen (vgl. Abschnitt 5.6).

5.2 Bodendaten in Österreich: Bestand und Auswertungsmöglichkeiten

5.2 Soil data in Austria: inventory and evaluation possibilities

Als Voraussetzung, um Aussagen zu den Wechselwirkungen zwischen Klimawandel und Boden treffen zu können, sind umfangreiche Datengrundlagen erforderlich. Mit den in Österreich vorhandenen Bodenaufnahmesystemen werden Informationen über Böden gesammelt und für die weitere Anwendung für Land-, Forst-, Wasser- und Abfallwirtschaft, Naturschutz, Raumplanung sowie für Forschung und Lehre zur Verfügung gestellt. Zum Teil wurden diese Daten über Pedotransferfunktionen¹ in komplexere Bodenparameter umgerechnet (Murer et al., 2004) und als Grundlagen für die Erstellung thematischer Karten (z. B. Karte der nutzbaren Feldkapazität) herangezogen. Diese stellen somit weiterführende, bereits anwendungsnahe Bodeninformationen zur Verfügung. Da in Österreich die Erhebung und Verwaltung der Bodeninformationen von unterschiedlichen Institutionen durchgeführt wird (Schwarz et al., 2001), liegen diese in uneinheitlicher Form vor.

5.2.1 Bodendaten und Bodenmonitoring

Flächendaten

Flächenbezogene Daten liegen in Form von Bodenkarten vor, die neben der graphischen Darstellung noch Zusatzinformationen (Attributdaten) enthalten. Für die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche Österreichs existieren zwei flächendeckende Bodendatenbestände: Die Bodenkartierung (Bodenkarte) und die (Finanz-)Bodenschätzung.

Die Daten der österreichischen Bodenkartierung liegen in analoger und digitaler Form vor. Die analoge Bodenkarte im Maßstab 1:25 000 unterteilt die Staatsfläche in viele Kartierungsbereiche und besteht für jeden Kartierungsbereich aus Kartenblättern und einem Erläuterungsheft, das die Beschrei-

bungen der Bodenformen (u. a. Bodentyp, Ausgangsgestein, Relief), Profildarstellungen und chemische sowie physikalische Analysedaten (u. a. pH-Wert, Humus- und Kalkgehalt) enthält. All diese Daten wurden in digitale Bodenkarten überführt, die über die Web-GIS-Applikation eBOD auch im Internet abgerufen werden können (BFW, 2012). Die Bodenkarte orientiert sich überwiegend an der Österreichischen Bodensystematik gemäß Fink (1969). Die Aufnahmen ab dem Jahr 2000 entsprechen der aktuellen Fassung der Bodensystematik, die von Nestroy et al. (2000, 2011) entwickelt wurde.

Die Finanzbodenschätzung zur Feststellung der Bodenqualität dient als eine der Grundlagen für die Besteuerung landwirtschaftlicher Betriebe. Die Ergebnisse sind bundesweit in Karten auf Basis der Katastralmappe (Maßstab 1:2 000) dargestellt sowie in Büchern festgehalten. Die Schätzungsreinkarte weist Klassenflächen (Flächen mit gleichem Ertragspotential) aus und enthält entsprechende Wertzahlen für jede Klassenfläche (Acker- und Grünlandzahlen). Das Schätzungsreinebuch beinhaltet kurze Profilbeschreibungen, den Bodentyp sowie Aussagen zu Gelände und Klima.

Flächenbezogene Daten für Waldböden liefert die Forstliche Standortkartierung, die in der Vergangenheit von unterschiedlichen Urhebern (u. a. Bundesforschungszentrum für Wald, Österreichische Bundesforste, Landesforstdirektionen, Landeskammern, Universität für Bodenkultur) durchgeführt wurde. Das Bundesforschungszentrum für Wald (BFW) übernimmt als zentrale Anlaufstelle die Koordination und Qualitätssicherung von Standortkartierungs-Projekten. Derzeit sind etwa 15 % der österreichischen Waldfläche kartiert (Englisch et al., 2001a). Je nach Aufgabenstellung stehen verschiedene Darstellungsmöglichkeiten zur Verfügung, Darstellungen von Standorteinheiten (Maßstab 1:10 000) oder Übersichtsdarstellungen (Maßstab 1:25 000 bis 1:200 000). Die Karten enthalten Ausweisungen der Standorteinheiten (Standorte mit ähnlicher Faktorenkombination [Regionalklima, Bodenform, Reliefform, Höhenlage, Grundgestein, Wasserhaushalt und Komponenten des Bodens wie Textur und Gründigkeit] und Wuchsbedingungen) wie der Zustandsformen. Ein Erläuterungsband enthält textliche Beschreibungen des Kartierungsgebietes, Klassifizierungstabellen und Beilagen.

Punktdaten

In Österreich gibt es eine Fülle von Punktdaten zu Böden, die aus unterschiedlichen Erhebungen stammen und unter verschiedenen Zielsetzungen erhoben wurden (Schwarz et al., 2001): Daten der Landwirtschaftlichen und Forstlichen Bo-

¹ Rechenmodelle zur Abschätzung bodenphysikalischer Kenngrößen aus Standardmessgrößen (z. B. Berechnung der Feldkapazität aus den Messgrößen Bodenart, Trockenrohdichte, Gehalt an organischer Substanz und Grobbodenanteil)

Tabelle 5.2 Übersicht über erhobene Parameter der wichtigsten Punktdatensätze zu den Böden in Österreich. Quelle: Schwarz et al., 2001**Table 5.2** Breakdown of captured parameters for major Austrian point data sets. Source: Schwarz et al., 2001

	WBZI (Waldbodenzustands-Inventur) (514)	GEA (Waldbodendatenbank) (ca. 5000)	Profildaten Bodenkartierung (20000)	Bundes- und Landesmusterstücke (426)	Vergleichsstücke Bodenschätzung (ca. 30000)	Klassenflächenprofile Bodenschätzung (1 400 000)	Bodenanalysen für Düngeberatung (ca. 150 000)	BZIs (Bodenzustandsinventuren) (5 462)	Cäsiumdaten (2373)	BDB-Flächen (Bodendauerbeobachtung) (30)	Einzelhebungen in BORIS (1 754)	BOKU: Inst. f. Bodenforsch., Inst. f. Waldökol. (ca. 600)	Weitere Einzelhebungen (ca. 1 000)
Georeferenzierung	x	x	x	x	x	x	-	x	x	zT	x	zT	zT
Allgem. Standortsmerkmale	x	x	x	x	x	x	-	x	-	x	zT	zT	zT
Bodenhydrologische Situation	x	x	x	x	x	zT	zT	x	-	x	zT	zT	zT
Bodenspez. Standortsmerkmale	x	x	x	x	x	zT	-	x	-	x	zT	zT	zT
Vegetationskundl. Parameter	x	zT	-	zT	-	-	-	-	-	zT	zT	zT	zT
Bodentyp	x	x	x	x	x	x	-	x	zT	x	zT	zT	zT
Profilbeschreibung	x	x	x	x	x	zT	-	x	zT	x	zT	zT	zT
Bodenphysik. Parameter Feld	x	x	zT	zT	x	zT	zT	zT	-	zT	zT	zT	zT
Bodenphysik. Parameter Labor	zT	zT	zT	zT	-	-	zT	zT	-	zT	zT	zT	zT
Allgemeine Parameter Labor	x	x	x	x	-	-	zT	x	-	x	zT	zT	zT
Nährstoffe	x	x	x	zT	-	-	x	x	-	x	zT	zT	zT
Nährstoffverfügbarkeit	x	zT	x	zT	-	-	x	x	-	x	zT	zT	zT
SM-Gesamtgehalte	x	zT	zT	-	-	-	zT	x	-	x	zT	zT	zT
SM-mobile Anteile	x	-	-	-	-	-	-	zT	-	x	zT	zT	zT
Bodenbiologische Parameter	-	-	-	-	-	-	-	zT	-	zT	zT	zT	zT
Organische Schadstoffe	zT	-	-	-	-	-	-	zT	-	zT	zT	zT	zT
Sonderdaten	x	zT	-	zT	zT	zT	-	zT	Cs	zT	zT	zT	zT
Daten digital verfügbar	x	x	zT	zT	zT#	zT#	-	x	x	zT	x	zT	-
Daten über BORIS verfügbar	x	zT	-	-	-	-	-	x	x	zT	x	-	-

Erläuterung: x ... ist großteils erfüllt, zT ... ist zum Teil erfüllt, # ... ist zu 5–10 % erfüllt, (514) = Anzahl der Standorte

denzustandsinventur, Daten von Bodendauerbeobachtungen, Cäsiumdaten, Bodenanalysedaten im Rahmen der Düngeberatung (vgl. Tabelle 5.2). Außerdem enthalten die flächenhaften Datenbestände der Bodenkartierung und Bodenschätzung auch Punktdaten wie Profildarstellungen, Bundes- und Landesmusterstücke sowie Vergleichsstücke.

Vor allem in den 1990er Jahren wurden von den zuständigen Ämtern der einzelnen Landesregierungen Inventuren zur

Erfassung des Bodenzustands in Hinblick auf Nährstoffversorgung und Schadstoffbelastung durchgeführt. Insgesamt wurden in Form eines Rasters mit Netzweiten zwischen 1,38 und 8,70 km österreichweit ca. 6 000 Probeflächen untersucht. Die Ergebnisse sind in den Bodenzustands-Inventurberichten der einzelnen Bundesländer sowie dem 3., 4. und 5. Umweltkontrollbericht des Umweltbundesamtes enthalten (z. B. Umweltbundesamt, 1998).

Zur Erfassung der zeitlichen Veränderungen der Böden war ursprünglich eine regelmäßige Wiederholung der Bodenzustandsinventuren vorgesehen, die jedoch aufgrund der hohen Kosten bis auf wenige Ausnahmen (etwa im Zuge des Projekts BioSoil, vgl. Mutsch und Leitgeb, 2009; Mutsch et al., 2013) nicht umgesetzt wurde. Stattdessen entschied man sich für die Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen. Durch dieses Monitoring auf einer geringeren Zahl von Untersuchungsflächen können Messungen wesentlich intensiver durchgeführt werden.

Aufgrund der heterogenen Datenstruktur und der Vielzahl an unterschiedlichen Urhebern wurde vom Umweltbundesamt das Bodeninformationssystem BORIS entwickelt. Dieses ermöglicht österreichweite Abfragen zum Überblick über die vorhandenen Einträge von bestimmten Bodenparametern und bodenrelevanten Zusatzinformationen. Darüber hinaus werden Kartendarstellungen ausgewählter Bodenaspekte (Schwermetalle, Humus) zur Verfügung gestellt.

Ein ausführlicher Überblick über die Gesamtheit der in Österreich verfügbaren Bodendaten ist bei Englisch et al. (2001b) zu finden. Tabelle 5.2 listet die erhobenen Parameter der wichtigsten Punktdatensätze in Österreich auf.

Eine kritische Betrachtung der Datenbestände ist insofern wichtig, als mögliche Auswirkungen des Klimawandels nur dann realistisch abgeschätzt, modelliert oder (in langfristigen Monitoringsystemen) beobachtet werden können, wenn die Böden räumlich, systematisch und messtechnisch differenziert genug erfasst sind. Zudem kann eine umfassende Dokumentation der Böden den sorgsam Umgang mit dieser Ressource im Sinne der Nachhaltigkeit fördern. Das nachfolgende Kapitel zeigt auf, wie die vorhandenen Bodendaten etwa durch die Bodenfunktionsbewertung in den Dienst des Bodenschutzes gestellt werden können.

5.2.2 Bodenbewertung und Bodenschutz

Bodendaten können als Grundlage für die funktionsbezogene Bewertung von Böden herangezogen werden. Diese spielt jedoch in Österreich aktuell noch eine untergeordnete Rolle und hat im Sinne des vorsorgenden Bodenschutzes noch kaum in die Planungspraxis Eingang gefunden. Dabei bietet eine umfassende funktionsbezogene Bewertung der Böden auch für die Abschätzung klimabedingter Veränderungen und deren Auswirkungen auf bodenbezogene Ökosystemleistungen eine solide Basis. Bisher beschränkte sich die Bewertung des Bodens im engeren Sinne (anhand einer feldbodenkundlichen Ansprache) auf die Finanzbodenschätzung (vgl. Abschnitt 5.2.1). Andere thematische Karten (vgl. Abschnitt 5.2.1) stellen erste

Bewertungsansätze dar, indem aus den Erhebungsparametern bodenphysikalische Größen abgeleitet wurden. Ein Beispiel dafür ist die Karte der nutzbaren Feldkapazität, die eine wesentliche Größe zur Bestimmung des Bodenwasserhaushaltes darstellt und damit etwa der Landwirtschaft oder dem Hochwasserschutz wichtige Informationen liefert.

Bei der funktionsbezogenen Bewertung der Böden werden Funktionen (Lebensraumfunktion, Funktion des Bodens im Wasserhaushalt, Filter-, Puffer- und Transformationsfunktion etc.) als Leistungen des Bodens betrachtet und deren Erfüllungsgrad beurteilt. Mit dem Instrument der Bodenfunktionsbewertung kann dem Schutzgut Boden in der Planung sowie in Umweltprüfungen entsprechend seiner Bedeutung als wertvolle, endliche Ressource angemessen Rechnung getragen werden. Eine entsprechende ÖNORM zur Bodenfunktionsbewertung (ÖNORM L 1076, 2013) sowie eine begleitende Handreichung für ihre Umsetzung (BMLFUW, 2013) wurden jüngst erarbeitet.

In Bezug auf die gesetzliche Situation ist der Boden in Österreich eine Querschnittsmaterie. Diesbezüglich bemerkt Norer (2009: 34): „Aus kompetenzrechtlicher Sicht berühren zwar zahlreiche Bundeszuständigkeiten bodenschutzrelevante Aspekte, das „klassische Bodenschutzrecht“ ist jedoch gemäß Artikel 15 B-VG den Ländern vorbehalten.“ Allerdings verfügt nicht jedes Bundesland über ein Bodenschutzgesetz. Nach Raschauer (2002) werden von Bund und Ländern die Möglichkeiten für eine rechtliche Verankerung eines umfassenden Bodenschutzes derzeit nicht in zufriedenstellendem Ausmaß ausgeschöpft.

5.3 Einfluss des Klimawandels auf den Boden

5.3 Impact of climate change on the soil

Im Folgenden werden jene Prozesse und Eigenschaften im Boden ausführlicher besprochen, für die durch den Klimawandel Veränderungen zu erwarten sind oder bereits festgestellt werden konnten (zur aktuellen Situation und den Szenarien vgl. Band 1). Bei physikalischen oder chemischen Prozessen, wie beispielsweise der Verwitterung, sind Veränderungen nur schwer nachweisbar, da diese in der Regel nur sehr gering ausfallen dürften. Wesentlich stärkere Auswirkungen sind zu erwarten, wenn der Wasserhaushalt und die Lebewelt des Bodens betroffen sind.

5.3.1 Wasserhaushalt

Aufgrund des Klimawandels werden Veränderungen der Niederschlagsmengen, der Intensität aber auch der saisonalen Niederschlagsmuster erwartet (Beniston, 2006; BMU, 2007). Die Extrapolationen lassen auf ein vermehrtes Auftreten von Extremereignissen schließen. Zudem werden ein Temperaturanstieg und eine höhere saisonale Temperaturvariabilität prognostiziert (EEA, 2009; EEA und OPOCE, 2009). Es soll zu ausgeprägten und längeren Nass- und Trockenperioden kommen. Durch eine Erhöhung der Temperatur nimmt das Verdunstungspotential zu. Das führt zu einer Veränderung der klimatischen Wasserbilanz als Differenz zwischen Niederschlag und potentieller Evapotranspiration (ATV-DVWK, 2002) und bedeutet, dass sich langfristig die Gebiete mit einer negativen klimatischen Wasserbilanz ausweiten (zu aktuellen Szenarien vgl. Band 1).

Zurzeit nehmen in Österreich die Bereiche mit einer langjährigen mittleren negativen klimatischen Wasserbilanz eine Fläche von ca. 11 % ein (BMLFUW, 2007). Bezugnehmend auf Stenitzer (1991) soll die kontinuierliche Erwärmung bei gleichzeitiger Abnahme der Niederschläge in den trockenen Regionen zu deutlichen Rückgängen der Sickerwassermenge führen, was auch ein Absinken des Grundwasserspiegels zur Folge hätte (vgl. Band 2, Kapitel 2; Erhart et al., 2003). Dadurch würden Böden, die jetzt noch unter Grundwasserfluss stehen (Gleye, Auböden, Niedermoore) sowie alle wasserbeeinflussten Biotope weiter zurückgehen (Herbst und Hörmann, 1998; IPCC, 2001b; Dawson et al., 2003). Trockenstressbedingte Ertragseinbußen bei land- und forstwirtschaftlicher Nutzung sind auf Böden mit geringer Wasserspeicherfähigkeit zu erwarten (Stenitzer, 1986, 2001, 2003; Stenitzer und Hösch, 2004). Eine wesentliche Zunahme des Bewässerungswasserbedarfs innerhalb der Saison wie auch des Flächenanteils bewässerter Kulturen ist zu erwarten. Dabei ist die Gefahr gegeben, dass es zu Versalzungphänomenen kommt. Es ist zudem von einer Verschiebung und Ausweitung der thermischen Vegetationsperiode und damit einer Anpassung der Kulturen auszugehen, was auch Auswirkungen auf den Abbau organischer Substanz in den Böden hätte (Chmielewski, 2007).

Im nördlichen Alpenvorland und in der Schlufflehm-Decke der Südost-Steiermark sind vergleyte tiefgründige Böden (Pseudogleye, pseudovergleyte Braunerden) sehr verbreitet (Murer, 2009; BFW, 2012). Durch den Klimawandel könnte sich der Bodenwasserhaushalt dieser Böden verbessern, sodass sich auch die Ertragssicherheit erhöhen würde (Murer, 2002). Der Wasserhaushalt würde zwar auf Pseudogleyen mit hoch

anstehendem Staukörper ausgeglichener, an Standorten mit tief liegendem Staukörper, die aktuell ausreichend wasserversorgt sind, könnte es aber zu trocken werden, worunter die Ertragssicherheit leiden würde (vgl. Band 2, Kapitel 2).

In Ergänzung der genannten Aspekte streicht das BMLFUW (2008) die Frage der Schadstoffmobilisierung im System Boden-Gewässer unter sich verändernden Klima- und Nutzungsbedingungen als Forschungsbedarf heraus.

5.3.2 Bodenlebewesen

Die Diversität der Bodenlebewesen übersteigt um ein Vielfaches jene der oberirdischen Systeme (Wardle, 2002). Die abgestorbene organische Substanz wird durch Bodentiere, Bakterien und Pilze zerkleinert und zersetzt. Durch die Aktivität der Bodentiere wird der Boden gelockert und durchmischt. So wird die Durchlüftung des Bodens verbessert, der Mineralboden mit Humus angereichert und die Wasserhaltekapazität erhöht.

Diversität und Aktivität der Bodenlebewesen sind abhängig von verschiedenen Umweltbedingungen. Auch wenn bisher kein genereller Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Bodenorganismen gefunden werden konnte (Pritchard, 2011), kann festgestellt werden, dass gut durchfeuchtete Böden eine höhere mikrobielle Diversität, größere Umsetzungsraten und robustere Populationen aufweisen als sehr trockene (Wardle, 2002).

Eine Temperaturerhöhung müsste aufgrund des vorliegenden Verständnisses biogeochemischer Abläufe fast alle Bodenprozesse beeinflussen: Die globale Erwärmung kann vor allem die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft und das Wurzelwachstum verändern, wodurch es wiederum zu einer Änderung der Wurzelausscheidung und infolgedessen zu Änderungen der Gemeinschaftsstruktur der Bodenlebewesen kommen kann.

Temperaturextreme haben dabei eine größere negative Auswirkung auf Pflanzen und Bodenlebewesen als eine Veränderung der durchschnittlichen Temperaturen. Sowohl besonders ausgeprägte Gefrier- und Auftauprozesse im Winter als auch starkes und langes Austrocknen des Bodens, gefolgt von einem Starkniederschlagsereignis, lassen die Aktivität und die Umsetzungsraten von z. B. Kohlenstoff und Stickstoff ansteigen. Unmittelbar nach so einem Ereignis kommt es zu Emissionsmaxima von Treibhausgasen aus Böden (Butterbach-Bahl et al., 2013).

Durch den Klimawandel kann auch das Zusammenspiel zwischen Bodenlebewesen, Pflanzen und Insekten gestört werden. Der Nährstoffkreislauf zwischen Pflanze und Boden wird unter Umständen verlangsamt. Wenn es z. B. zu vermehrtem

Insektenfraß kommt, werden Nährstoffe schneller im Boden verfügbar gemacht. So konnten Stevnbak et al. (2012) zeigen, dass Pflanzen unter dem kombinierten Einfluss mehrerer Faktoren, wie erhöhte CO₂-Konzentration, Temperatur und Trockenheit weniger Stickstoff abgeben und Bodenbakterien, aber auch andere Bodenorganismen wie Einzeller, langsamer wachsen. Den Bodenlebewesen steht damit vor allem weniger Stickstoff zur Verfügung, was sich etwa abträglich auf die Fruchtbarkeit des Bodens auswirkt.

Abschließend kann gesagt werden, dass in den meisten Studien die Auswirkungen von Einzelfaktoren auf die Bodenorganismen und deren Aktivität untersucht wurden. Die Studien basieren größtenteils auf Laborexperimenten, deren Ergebnisse nur mit Einschränkungen auf das Freiland übertragen werden können. Die Wechselwirkungen von verschiedenen Klimaelementen (Temperatur, Niederschlag, erhöhte CO₂-Konzentration in der Atmosphäre, Stickstoffverfügbarkeit etc.) in Freilandmanipulationsexperimenten über Dekaden oder länger zu untersuchen, wäre notwendig, um fundierte, langfristig gesicherte Erkenntnisse über die Auswirkung von Klimaänderungen zu erhalten.

5.3.3 Kohlenstoffhaushalt

Weltweit enthalten Böden nach Lal (2008) mit rund 1 550 Gigatonnen organisch gebundenen Kohlenstoff (C_{org}) den größten Anteil der Kohlenstoffvorräte terrestrischer Ökosysteme. Neuere Schätzungen gehen sogar von der doppelten Menge

aus (Tarnocai et al., 2009). Der Kohlenstoff wird vor allem im Humus gespeichert, der zu mehr als der Hälfte (ca. 58 %) aus organischem Kohlenstoff besteht. Bodenkohlenstoff ist eine wichtige Voraussetzung für die Bodenbildung, die Erfüllung der Bodenfunktionen und den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit. In Österreich sind ca. 820 Megatonnen C_{org} in den Böden gespeichert (Anderl et al., 2012), wovon etwas mehr als die Hälfte auf Waldböden entfällt. Durch den stetigen Kohlenstoffaustausch mit der Atmosphäre spielen Böden eine zentrale Rolle im Klimageschehen. Weltweit geben die Landflächen um ein Vielfaches mehr CO₂ an die Atmosphäre ab (und nehmen in etwa dieselbe Menge wieder auf), als dies durch anthropogene Verbrennung fossiler Energieträger geschieht (Bahn et al., 2009). Umso wichtiger ist es, das natürliche Gleichgewicht zwischen dem Boden und der Atmosphäre zu erhalten. Um die daran beteiligten Prozesse besser abschätzen zu können, stellen Messungen zur Bodenatmung einen wichtigen Input dar (Bahn et al., 2010). Untersuchungen an Wiesenökosystemen zeigten etwa einen engen Zusammenhang zwischen Bodenatmung und Photosynthese der Pflanzen (Bahn et al., 2008). Zudem konnte belegt werden, dass der von der Vegetation aufgenommene Kohlenstoff teilweise sehr rasch über den Boden abgegeben wird und dass ausgeprägte tageszeitliche Unterschiede bestehen (Bahn et al., 2009; Kutsch et al., 2009; Subke und Bahn, 2010).

Die Dynamik des Kohlenstoffhaushaltes im Boden wird im Wesentlichen durch den Eintrag von Biomasse und den Abbau der organischen Substanz durch Bodenmikroorganismen be-

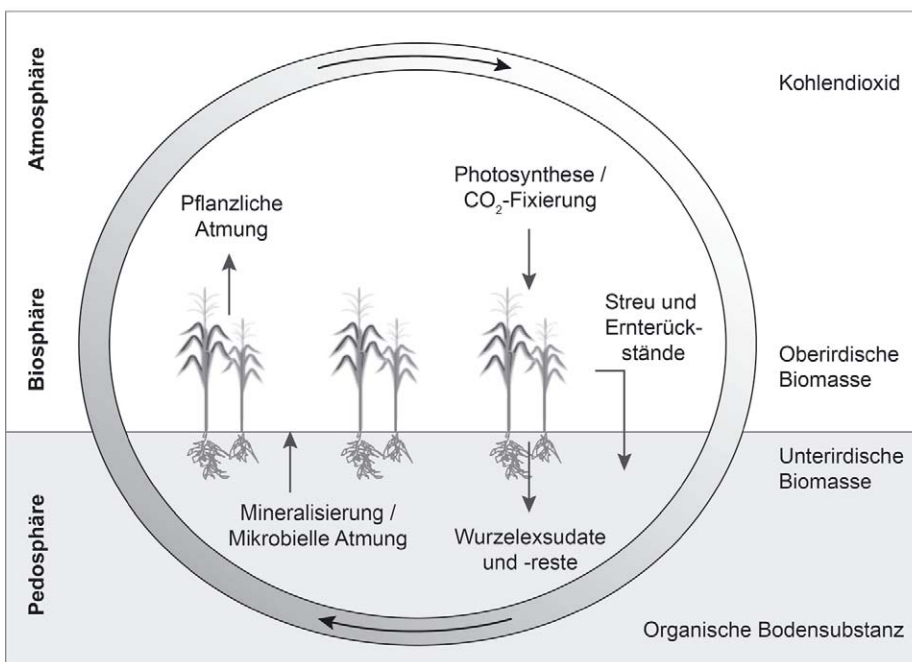


Abbildung 5.2 Schema des Kohlenstoffkreislaufes am Beispiel von Ackerböden. Quelle: nach Kuka (2005)

Figure 5.2 Typical carbon cycle scheme of arable land. Source: adapted from Kuka (2005)

stimmt (vgl. Abbildung 5.2). Temperatur, Feuchtigkeit sowie Nutzungsart und Bewirtschaftungsweise haben wesentlichen Einfluss darauf, ob Humus auf- oder abgebaut wird (Blume et al., 2010b). In stabilen Systemen herrscht ein Gleichgewicht zwischen dem Eintrag an frischer organischer Substanz und der Zersetzung organischer Bodensubstanz, sodass sich für jeden Standort ein charakteristischer Kohlenstoffvorrat im Boden einstellt (vgl. Tabelle 5.3).

Aufgrund der genannten Zusammenhänge kann der Klimawandel Veränderungen der Gehalte und Vorräte an organischer Substanz in Böden bewirken (European Commission, 2008). Steigt die Temperatur, werden die Mineralisationsprozesse im Boden beschleunigt und folglich die organische Bodensubstanz verstärkt abgebaut (Kirschbaum, 1995). Die Zusammenhänge sind jedoch sehr komplex, sodass derzeit keine allgemein gültigen bzw. gesicherten Aussagen über die Veränderungen der Gehalte und Vorräte an C_{org} in den Böden möglich sind, zumal der Stickstoffeintrag aus der Luft die Kohlenstofffestlegung in Boden und Biomasse beeinflusst. Komplexe Rückkoppelungen zwischen den Kohlenstoff- und Stickstoff-Kreisläufen machen hier jede Aussage unsicher.

Schindlbacher et al. (2009, 2012) konnten zeigen, dass aufgrund höherer Temperaturen bei ausreichender Feuchtigkeit der Abbau an organischem Kohlenstoff in Böden beschleunigt

wird. Vor allem in der alpinen Höhenstufe ist durch einen Temperaturanstieg mit einer Verlängerung der Vegetationsperiode zu rechnen, wodurch die mikrobielle Umsetzung von Kohlenstoff verstärkt werden kann. Gehen mit dem Temperaturanstieg allerdings auch längere Trockenperioden in der Vegetationszeit einher, schränkt das nicht nur den Eintrag an Kohlenstoff durch die Photosynthese (Reichstein et al., 2013), sondern auch dessen Transport durch die Nahrungsnetze (Seiber et al., 2012) und den Abbau von organischer Substanz ein, wie es auch ein Klimamanipulationsexperiment in Tirol (Schindlbacher et al., 2012) sowie Studien aus den Schweizer Alpen (Hagedorn et al., 2010c) und in mediterranen Gebirgssystemen (Bahn et al., 2008) belegen. Auch die Abnahme von Schneehöhe und Dauer der Schneebedeckung durch wärmeres Klima in subalpinen und alpinen Höhenstufen kann mit einer Verminderung der Bodenatmung im Winter einhergehen. Diese ist auf die niedrigeren Bodentemperaturen durch die geringere Isolation der Schneedecke zurückzuführen (vgl. Band 2, Kapitel 2; Djukic, 2011).

Auch die Einwanderung der Zwergsträucher in die alpinen Rasen (vgl. Band 2, Kapitel 3), die in den letzten 50 Jahren aufgrund von Nutzungsänderungen und/oder einer Temperaturerhöhung aufgetreten ist (Cannone et al., 2007), kann der durch Erwärmung bedingten Erhöhung des Abbaus organi-

Tabelle 5.3 Landnutzungsspezifische C-Vorräte in Böden (t/ha C). Quelle: Anderl et al. (2011)

Table 5.3 Land-use specific C stores in soils (t/ha C). Source: Anderl et al. (2011)

Landnutzung		C-Vorrat in Böden (t/ha C)		Quelle/Daten
		0–30 cm	0–50 cm	
Wald	Mineralboden (Auflagehumus)	-	106 (15)	Weiss et al. 2000
Acker	einjährig	50	60	Gerzabek et al. 2005
	mehnjährig – Wein	48	58	Gerzabek et al. 2005
	mehnjährig – Obst	67	78	Gerzabek et al. 2005
Grünland	intensiv	70	81	Gerzabek et al. 2005
	extensiv	104	119	Gerzabek et al. 2005
Wetland	Gewässer	0	0	Anderl et al. 2011
	Moore	-	500	Anderl et al. 2011
Siedlung	Wohn-, Gewerbeflächen	50	60	Anderl et al. 2011
	Industrie, Bergbau	0	0	Anderl et al. 2011
	Deponie	0	0	Anderl et al. 2011
Sonstiges Land		71	-	Körner et al. 1993 (flächengew. Wert)
	Zwergstrauchheide	-	81	Körner et al. 1993
	Schutthalde	-	0	Körner et al. 1993
	Felsen	-	0	Körner et al. 1993
	Sonstige	-	119	Körner et al. 1993

scher Substanz entgegenwirken. Grund dafür ist eine geringere Abbaurate und eine längere Umsatzzeit der Streu (Djukic et al., 2010; Djukic et al., 2011). Ergebnisse einer Höhengradient-Studie zeigen, dass steigende Temperaturen in alpinen Ökosystemen den Abbau von Streu beschleunigen können und auch zu einer raschen Anpassung der Mikroorganismen an die neuen Umweltbedingungen führen (Djukic et al., 2013). Die Ergebnisse legen auch nahe, dass der Klimateffekt auf den Massenverlust von Streu durch Unterschiede in den Bodenparametern (z. B. pH-Wert, Wassergehalt) ausgeglichen werden kann. Auch ähnliche mikrobielle Gemeinschaften beeinflussen den Streuabbau (Duboc, 2012). Eine Laborstudie mit Material von Waldböden eines Höhengradienten in Tirol auf Karbonatgestein hat gezeigt, dass nicht allein die externen Faktoren für die höhere Abbaurate der organischen Substanz verantwortlich sind; es wurden auch Unterschiede in der Stabilität der organischen Substanz festgestellt. Die Böden der Hochlagen enthielten mehr leicht-abbaubare Komponenten, die im Falle einer globalen Erwärmung bevorzugt abgebaut würden (Schindlbacher et al., 2010).

Die Produktion pflanzlicher Biomasse kann durch Temperatur, aber auch durch eine erhöhte CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre angeregt werden. Ein erhöhter Biomasseeintrag bedeutet allerdings nicht, dass der Kohlenstoffgehalt im Boden gleichermaßen zunimmt. Für die Senkenwirkung des Bodens ist entscheidend, wie lange der Humus stabil im Boden verbleibt. Studien aus Österreich (z. B. Bahn et al., 2009) und der Schweiz (z. B. Hagedorn et al., 2010c) zeigen, dass ein beträchtlicher Teil des von den Pflanzen in den Boden gepumpten Kohlenstoffs nicht festgelegt, sondern durch Atmung schnell wieder als CO_2 an die Atmosphäre abgegeben wird, teilweise innerhalb weniger Stunden (Grünland) bis Tage (Wald). Innerhalb des ersten Monats setzen Mikroben 10–15 % des neuen Humus um. Das Potential der Böden, als Kohlenstoffsенке zu fungieren, ist daher begrenzt. Die Stabilität des organischen Kohlenstoffs, also seine molekulare Zusammensetzung, ist daher in Bezug auf den Klimawandel, aber auch hinsichtlich der Anpassungsstrategien der Land- und Forstwirtschaft an den Klimawandel von zentraler Bedeutung (BMLFUW 2012; Eitzinger et al., 2009; Kutsch et al., 2009).

Während bei terrestrischen Bodenformen noch viele Fragen hinsichtlich der Humusdynamik durch sich ändernde Klimabedingungen offen sind, sind sich die ExpertInnen einig, dass Moore (v. a. Hochmoore) höchst empfindlich auf höhere Temperaturen reagieren (Niedermaier et al., 2011). Moore haben im Laufe ihrer Entstehung besonders viel Kohlenstoff angereichert. Um ihre Funktion als CO_2 -Speicher weiterhin erfüllen zu können, benötigen sie einen ganzjährig hohen Wasserstand.

Sinkt dieser ab, dringt Sauerstoff an den Torf, die Temperatur steigt an, und die Moore werden zur CO_2 -Quelle (Niedermaier et al., 2011).

Gehalte bzw. Vorräte von organischem Bodenkohlenstoff schwanken in einem weiten Bereich und sind abhängig von Standorteigenschaften (Klima, Seehöhe, Relief/Exposition, Durchwurzelungstiefe, Bodenwasserhaushalt, Bodenart und -typ), der Vegetation sowie der historischen und aktuellen Landnutzung. Abschätzungen der organischen Kohlenstoffvorräte in den obersten 50 cm der Böden in Österreich ergaben folgende Reihung: Moore (500 t/ha C) > Wälder (121 t/ha C) > extensives Grünland (119 t/ha C) > intensives Grünland (81 t/ha C) > Ackerland (60 t/ha C) (Gerzabek et al., 2005; Niedermaier et al., 2011; Weiss et al., 2000).

Landnutzungsänderungen, z. B. zum Zweck der Siedlungsraumgewinnung, gehören zu den größten anthropogenen Eingriffen in den Kohlenstoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme und stellen auch in Österreich eine relevante Größe dar. Insgesamt unterlagen jährlich ca. 0,3–0,5 % (im Zeitraum 1990 bis 2010) der österreichischen Landesfläche einem langfristigen Landnutzungswechsel (Anderl et al., 2012). Die aus Landnutzungsänderungen entstehenden Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) müssen als sogenannte „key category“ mit genau festgelegten Berechnungsmethoden im Rahmen der nationalen Treibhausgasinventur abgeschätzt werden (Anderl et al., 2012). THG-Emissionen aus Umwandlungen von Wald in andere Landnutzungsformen bzw. Kohlenstoffsенken aus Neu- und Wiederbewaldung müssen auch im Rahmen des Kyoto-Protokolls (Art. 3.3) in die Zielerreichung der Emissionsreduktion eingerechnet werden. Mit etwa 1 Mt/Jahr CO_2 -Emission (aus Biomasse und Boden) stellen die aus den Umwandlungen von Wald resultierenden Emissionen eine signifikante Größe in der österreichischen Kyoto-Bilanz dar. Dass auch weniger deutliche Veränderungen der Landnutzung einen Einfluss auf den Kohlenstoffhaushalt ausüben, konnten Meyer et al. (2012a, 2012b) am Beispiel aufgelassener Almflächen in Tirol aufzeigen.

Für die Entwicklung der Kohlenstoffgehalte in den Waldböden lassen sich sowohl aus nationalen Berechnungen als auch aus den Daten des EU-Projekts BioSoil (Mutsch et al., 2013) keine eindeutigen Aussagen ableiten. Modellsimulationen ergaben, dass sich der Kohlenstoffvorrat in den Waldböden und der Humusaufgabe in den letzten drei Jahrzehnten um etwa 0,2 t/ha/Jahr C verringert hat (Anderl et al., 2013). Die Unsicherheit dieser Schätzungen ist jedoch sehr hoch, sodass nicht von einem eindeutigen Trend ausgegangen werden kann.

Landwirtschaftliches Bodenmanagement (Bodenbearbeitung, organische und mineralische Düngung, Management

Tabelle 5.4 Ergebnisse von AGES-Dauerversuchen über die Auswirkungen unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden. Quelle: Dersch und Böhm (2001); Spiegel et al. (2007), verändert

Table 5.4 Results of the AGES endurance test showing the impacts of different cultivations on the content of organic carbon in soils. Source: Dersch and Böhm (2001); Spiegel et al. (2007), modified

Langjährige landwirtschaftliche Maßnahmen	Durchschnittliche jährliche Veränderungen an organischem C (t/ha/Jahr C) in 0–25/30 cm Bodentiefe	Anzahl der Versuchsjahre
Optimale mineralische N-Düngung verglichen mit unterlassener N-Düngung	+0,058	36
Einarbeitung der Ernterückstände verglichen mit der Abfuhr	+0,200	17
Zusätzliche Stallmistdüngung	+0,267	21
Minimalbodenbearbeitung (Frässaat) verglichen mit konventioneller Pflugbewirtschaftung	+0,372	21
Kompostanwendung (entsprechend 175 kg N ha ⁻¹ a ⁻¹) verglichen mit N-Mineraldüngung	+0,620 bis +1,400	16
Beregnung	-0,114	21

von Ernterückständen, Fruchtfolge etc.) beeinflusst den organischen Bodenkohlenstoff auf unterschiedlichste Weise (Spiegel, 2012) und kann sowohl zu einer Anreicherung (z. B. Verbleib von Ernterückständen auf dem Feld) als auch zum Abbau (z. B. intensive Bodendurchlüftung und mechanische Zerstörung der Bodenaggregate) beitragen (Gattinger et al., 2012; Leifeld et al., 2013). Menge und Dauer der Kohlenstoffspeicherung im Boden sind auch abhängig von der Art der Kohlenstoffpools und ihrer Stabilität (z. B. Gerzabek et al., 2006; Kögel-Knabner et al., 2008; Bachmann et al., 2008; Ekschmitt et al., 2008; Marschner et al., 2008). Die Änderungen des organischen Bodenkohlenstoffs sind kurz nach der Einführung einer Maßnahme am höchsten (Smith et al., 1997), nach langjährig gleichbleibender Bewirtschaftung stellt sich ein neues Gleichgewicht zwischen Anlieferung und Abbau der organischen Substanz ein. Das zusätzliche Kohlenstoffspeicherungspotential ist begrenzt (Smith et al., 1996; Körschens et al., 2013). In österreichischen Langzeitfeldversuchen (meist > 20 Jahre) der AGES konnten durchschnittliche Änderungen an organischem Kohlenstoff zwischen -0,114 t/ha/Jahr C und 1,40 t/ha/Jahr C festgestellt werden (vgl. Tabelle 5.4). Die Kohlenstoffvorräte der Bezugsvarianten (0–25/30 cm Bodentiefe) lagen – unter anderem in Abhängigkeit vom Standort – zwischen 34,1 und 80,7 t/ha. Die errechneten Veränderungen an organischem Kohlenstoff sind mit den Kohlenstoffsequestrierungsraten anderer Europäischer Ackerböden vergleichbar (Freibauer et al., 2004).

Im Rahmen der Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit wurde berechnet, dass mit ausgewählten humusaufbauenden und düngerreduzierenden Maßnahmen eine durchschnittliche Kohlenstoffänderung

in österreichischen Ackerböden von +43 kg/ha/Jahr C für das Jahr 2007 erzielt werden konnte (Freudenschuß et al., 2010). Allerdings ist die Hochrechnung mit einer großen Unsicherheit behaftet. Durch die ÖPUL-Maßnahmen wurde zudem eine Reduktion von N₂O-Emissionen im Ausmaß von 0,5 bis 2,4 % der Gesamtemissionen (CO₂-Äquivalente) ermittelt.

5.3.4 Stickstoffhaushalt

Der Stickstoffhaushalt, also die Nachlieferung, Umwandlung, Speicherung und Rückhaltung von Stickstoff (N), ist eine wesentliche Leistung von Böden in ihrer Funktion als Pflanzenstandort; im Zuge dessen bildet Stickstoff auch die Basis für die Ernährungssicherheit. Da der Stickstoffkreislauf von biologischen Prozessen geprägt wird, die alle temperaturabhängig sind, wirken höhere Temperaturen stimulierend auf die Stickstoffumsetzungen. Global ist eine rasante Beschleunigung des Stickstoffkreislaufs zu beobachten (Galloway, 2002), wobei der Mensch darauf direkt durch die Freisetzung reaktiver Stickstoffverbindungen und indirekt über den Klimawandel Einfluss nimmt.

Pflanzen brauchen Stickstoff nicht nur für ihr Wachstum, sondern er spielt auch eine wesentliche Rolle in fast allen pflanzlichen Prozessen (Schilling, 2000). Stickstoff wird in der landwirtschaftlichen Produktion teilweise nur ineffizient genutzt (z. B. bei hohem Stickstoffangebot zum Zeitpunkt geringen Stickstoffbedarfs; so nutzen Getreidearten beispielsweise lediglich etwa 30 % des Stickstoffdüngers für ihr Wachstum), so wird etwa weltweit trotz geringeren Bedarfs jährlich ca. 90 Mio. t Stickstoffdünger ausgebracht (Schilling, 2000). Die-

se Düngepraxis ist nicht nur ökonomisch verschwenderisch, sondern auch umweltschädlich: Stickstoffeutrophierung von Wasserwegen ist weltweit ein steigendes Problem (Schilling, 2000). Stickstoffdüngung trägt auch wesentlich zur Emission des Treibhausgases N_2O bei, dessen Treibhauspotential fast 300 Mal höher ist als jenes von CO_2 und dadurch mit einem Anteil von mehr als 5 % zum menschlich verursachten Treibhauseffekt beiträgt (IPCC, 2001a).

Es besteht kein Zweifel daran, dass die anthropogene Produktion von reaktiven Stickstoffverbindungen (N_r) die landwirtschaftliche Produktivität verbessert hat. Ohne diese könnte ein Hektar fruchtbarer landwirtschaftlicher Boden in Österreich ca. zwei Tonnen Getreide/ha/Jahr hervorbringen, sofern keine anderen wachstumslimitierenden Faktoren vorherrschen. Mit Düngereinsatz ist die Produktion von acht bis zehn Tonnen Getreide/ha/Jahr möglich (Sutton et al., 2011). Synthetische Stickstoffverbindungen tragen über ihre Auswirkungen auf die Produktivität in der landwirtschaftlichen Produktion etwa 50 % zur Ernährung der Weltbevölkerung bei. Die Effizienz der landwirtschaftlichen Produktion in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngung kann als Indikator für den Nutzen des Einsatzes von N_r herangezogen werden (kg Ernteprodukt pro kg eingesetztem Stickstoff). In Abhängigkeit von den Marktpreisen des Getreides und des Mineralstickstoffs kann pro in N_r -Dünger investiertem Euro ein finanzieller Gewinn von zwei bis fünf Euro erzielt werden (Sutton et al., 2011). Aus dieser Berechnung ergibt sich auch die Stickstoffnutzungseffizienz. Diese liegt in Europa im Schnitt bei 30 % (Sutton et al., 2011). Hier gibt es noch Potenzial für Verbesserungen, die aber nur unter stabilen Klimabedingungen, die das Pflanzenwachstum fördern, verwirklicht werden können. Verschlechtert sich die Stickstoffnutzungseffizienz, so sind nicht nur Ertragseinbußen, sondern auch negative Umwelteffekte die Folge.

Die Ankurbelung des Stickstoffkreislaufs und folglich die Anreicherung von N_r in der Umwelt bringt Probleme für Gewässer und für natürliche Ökosysteme mit sich; auch zahlreiche negative Nebenwirkungen auf die Bodenqualität können die Folge sein (Velthof et al., 2011). Gerade anhand von Böden wird die Komplexität der N_r -Effekte und ihrer vernetzten Natur sichtbar. So sind die wesentlichen Folgeerscheinungen der N_r -Eutrophierung von Waldböden der Versauerungseffekt, die daraus resultierende Veränderung der organischen Bodensubstanz („soil organic matter“ – SOM) und der Verlust der Bodenbiodiversität (Velthof et al., 2011). Bodenversauerung kann sowohl durch den Einfluss von oxidierten als auch von reduzierten N_r -Verbindungen stattfinden, die jeweils als Folge von NO_x - und NH_3 -Emissionen aus Verbrennungsprozessen bzw. intensiver Viehhaltung mit dem Niederschlag in

den Boden kommen. Daraus können negative Effekte auf das Waldwachstum und eine Auswaschung von Schwermetallen resultieren. Man geht davon aus, dass die Bodenversauerung in Europa innerhalb der nächsten Dekaden aufgrund der Reduktion der SO_2 - und NO_x -Emissionen verlangsamt werden kann. Hingegen werden sich die NH_3 -Emissionen nur geringfügig vermindern; sie werden in Zukunft hauptverantwortlich für die Bodenversauerung sein (Velthof et al., 2011).

In Mooren können hohe Eintragsraten von N_r das Kohlenstoffspeichervermögen beeinträchtigen und zur Veränderung der Vegetationsgesellschaften bzw. zum Verlust von geschützten, an Nährstoffarmut angepassten Pflanzenarten führen (Velthof et al., 2011).

In landwirtschaftlichen Böden steigert N_r die Bodenfruchtbarkeit und erhöht den Anteil der organischen Bodensubstanz. Einige Bodenpilze und stickstofffixierende Bakterien werden jedoch durch eine gesteigerte Stickstoffverfügbarkeit gehemmt. Es gibt zahlreiche Interaktionen zwischen Stickstoff und der Biodiversität in Böden. Studien in Europäischen Wäldern zeigen die Zunahme eines bakteriellen Stressindikators und eine Abnahme des Pilz-Bakterien-Verhältnisses mit erhöhten N_r -Einträgen (z. B. Zechmeister-Boltenstern et al., 2010). Generell kann man davon ausgehen, dass an nährstoffarme Bedingungen angepasste Bodenorganismen wie v. a. Pilzbasierte Nahrungsketten mit einer Vielzahl an Collembolen (Springschwänzen), Milben und Enchytraeiden (Kleineringelwürmern) mit zunehmender Eutrophierung abnehmen, während auf Bakterien basierte Nahrungsketten tendenziell zunehmen (Wardle et al., 2004).

Laut Food and Agricultural Organisation (FAO) stellt in gemäßigten Breiten die Stickstoffeutrophierung global die größte Bedrohung für die Biodiversität im Allgemeinen dar (Sala et al., 2000), d. h. die Stickstoffeutrophierung ist stärker wirksam als der Klimawandel, aber indirekt von ihm abhängig. Die Bodenbiodiversität ist in erster Linie durch Landnutzungsänderungen gefährdet (Bunning und Jimenez, 2003), gefolgt von erhöhten CO_2 -Konzentrationen und invasiven Arten. Im Vergleich zu den angeführten globalen Veränderungen ist der Temperaturanstieg in diesem Zusammenhang weniger relevant, kann aber zu Veränderungen der mikrobiellen Gemeinschaft und damit auch des Stickstoffhaushalts führen (Mele, 2011).

Der Klimawandel wirkt sich sowohl auf den Stickstoffhaushalt des Bodens als auch auf die Stickstoffnutzungseffizienz der Pflanzen aus. So beschleunigen steigende Temperaturen die Bodenprozesse der Stickstoffmineralisierung und der Nitrifikation; Trockenheit hat hingegen die gegenteilige Wirkung (Groffman et al., 2009). Aus Studien in semiariden Gebieten lässt sich schließen, dass Stickstoffmineralisierung und -immo-

bilisierung (also Freisetzung versus Festlegung) bei Bodentemperaturen über 20 °C nicht mehr eng aneinander gekoppelt sind, was ein hohes Risiko für Stickstoffverluste in Form von Nitrat bedeutet (Bijay-Singh, 2011). Nitrat kann aus dem Boden verloren gehen durch Auswaschung oder durch Ausgasung in Form des Treibhausgases N₂O. Erwärmung, erhöhte CO₂-Konzentration und Extremwetterereignisse (Dürre, Starkniederschläge) zeigen zahlreiche Wirkungen auf die THG-Emissionen, wobei Stickstoff diese Wirkungen verstärken kann (vgl. Band 3, Kapitel 2).

Hinweise auf eine Verbesserung der Stickstoffnutzungseffizienz von Waldbäumen in Kombination mit erhöhten CO₂-gehalten in der Atmosphäre konnten nicht bestätigt werden. Vielmehr zeigte sich, dass sich nur die Stickstoffaufnahme von Wäldern der gemäßigten Breiten erhöht und so zu einer gesteigerten Produktivität der Wälder führt (Finzi et al., 2007). In vielen Fällen hat allerdings die Stickstoffdeposition einen wesentlichen Einfluss auf die Bodenkohlenstoffspeicherung infolge erhöhter Bildung von Nadel- und Blattmasse und erhöhtem Streufall sowie einer langsameren Umsetzung organischen Materials. Knorr et al. (2005) fanden bei Stickstoffeinträgen von 5 bis 10 kg/ha/Jahr verringerte, bei Werten unter 5 kg/ha/Jahr erhöhte Streuabbaugeschwindigkeiten. Die Netto-Kohlenstoffakkumulation in Waldböden hängt schlussendlich davon ab, ob der fortschreitende Humusabbau oder erhöhte Stickstoffeinträge mit erhöhter Biomasse- und Streuproduktion überwiegen. De Vries et al. (2009) und Reay (2007) stellen übereinstimmend fest, dass pro kg Stickstoffeintrag zwischen 5 und 35 kg Kohlenstoff in Waldböden gespeichert werden.

Ergebnisse eines Inkubationsversuchs von Linke et al. (2004), bei dem eine Erhöhung der CO₂-Konzentration in Kombination mit einer Temperaturerhöhung um 3 °C simuliert wurden, zeigten eine Steigerung der Photosyntheseleistung von Hartweizen, wobei Wassermangel und geringe Stickstoffversorgung diesen Effekt wieder aufhoben. Es stellt sich die generelle Frage, ob die verschiedenen Einflüsse des Klimawandels aufgrund ihrer Komplexität eine wechselseitige Verstärkung oder, wie von Leuzinger et al. (2011) postuliert, eine Überlagerung und eine gegenseitige Aufhebung von positiven und negativen Effekten bewirken. Luo und Weng (2011) sprechen von der Gefahr von Schwellenwerten und kritischen Punkten, bei deren Erreichen es zur Destabilisierung von Systemen kommen kann. Dementsprechend könnte es durch kombinierte Klimawandeleffekte (z. B. Temperaturerhöhung bei gleichzeitiger Trockenheit) entweder zur Neutralisierung von positiven und negativen Effekten auf die Stickstoffnutzungseffizienz kommen oder aber zur Destabilisierung und

damit zu einer Beeinträchtigung des Stickstoffhaushalts von Böden mit hohen Stickstoffverlusten führen.

5.4 Einfluss des Klimawandels auf Böden in Abhängigkeit von deren Nutzung

5.4 Climate change impact on soils depending on land use

Bei der Betrachtung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Böden müssen deren vielfältige Ausprägungen berücksichtigt werden. Dabei spielen einerseits die Bodentypen als Ausdruck der bodenbildenden Faktoren wie Gestein, Relief, Klima und Vegetation eine wesentliche Rolle. Andererseits sind viele der Böden aufgrund spezifischer Nutzungsformen bereits anthropogen überprägt. Dementsprechend kommt gerade auch diesem Faktor eine besondere Rolle zu. Im Folgenden werden die Besonderheiten der Böden Österreichs, bezogen auf deren Nutzung, in Bezug auf den Klimawandel thematisiert.

5.4.1 Ackerböden

Ackerböden werden zeitlich begrenzt – zumeist für die Dauer einer Vegetationsperiode – mit Kulturpflanzen (Getreide, Hackfrüchte etc.) bebaut. Die einzelnen Kulturen (Arten und Sorten) können unterschiedlich auf Änderungen von Klima- und Witterungsparametern reagieren, zum Teil auch in Abhängigkeit vom Photosynthesetyp (C₃-Pflanzen wie Getreide, Kartoffel, Zuckerrübe verglichen mit C₄-Pflanzen wie etwa Mais und Hirse) (Eitzinger et al., 2009). Eine erhöhte CO₂-Konzentration in der Atmosphäre kann die pflanzliche Biomassebildung fördern. Dagegen führen Wassermangel, Hitzestress, hohe Ozonbelastungen, höhere UV-B-Strahlung in unterschiedlichem Ausmaß zur Verminderung der Produktqualität und zu Ertragseinbußen bei Kulturpflanzen (Eitzinger et al., 2009). Letztere haben auch eine verminderte Zufuhr an organischer Substanz über Ernte- und Wurzelrückstände zur Folge (vgl. Abschnitt 5.3.3).

Temperatur und Wasserangebot steuern Abbau- und Umsatzprozesse der organischen Substanz im Boden. Für diese sind organisch gebundener Kohlenstoff und Stickstoff von wesentlicher Bedeutung; mikrobiologisch gesteuerte Umsetzungsprozesse von Kohlen- und Stickstoff sind eng miteinander verknüpft. Von einer Änderung des Temperatur- und Wasserregimes ist daher vor allem auch die Umsetzung von Stickstoff und anderen Nährstoffen betroffen. So berichten Rustad et al. (2001, zitiert nach Bijay-Singh, 2011), dass eine Temperaturerhöhung zu einer Erhöhung der Stickstoffmine-

ralisierung in terrestrischen Ökosystemen führte. Dies könnte Stickstoffengpässen, die mit einer Erhöhung der pflanzlichen Biomassebildung in Zusammenhang stehen, entgegenwirken (Hovenden et al., 2008).

Da Nährstoffe nur in gelöster Form (z. B. in Ionenform) aus der Bodenlösung in die Pflanze aufgenommen werden, hat Wassermangel eine verminderte Aufnahme von Nährstoffen zur Folge. Dies muss insbesondere bei Ackerkulturen bei der Mengenbemessung der Stickstoffdüngung beachtet werden, da Stickstoff normalerweise der am meisten ertragsbegrenzende Faktor ist und auch die Produktqualität (z. B. Rohproteingehalt von Getreide) wesentlich beeinflusst (Mengel et al., 2001). Die Stickstoffdüngempfehlung für die Landwirtschaft basiert in erster Linie auf Richtwerten, wobei die Ertragslage eine wesentliche Rolle spielt und auch Bodendauereigenschaften (Gründigkeit, Bodenschwere, Wasserverhältnisse, Grobanteil) und das standörtliche Stickstoffmineralisationspotenzial einbezogen werden können (BMLFUW, 2006; Spiegel et al., 2006). Eine unzureichende Wasserversorgung, insbesondere in kritischen Entwicklungsstadien der Kulturen, z. B. zwischen Schossen und Milchreife bei Getreide, kann dazu führen, dass eine Düngerbemessung in Erwartung des normalerweise erreichbaren Ertrages nicht genutzt werden kann (geringe Stickstoffnutzungseffizienz) oder sogar zu Ertragsminderungen führt (Dersch, 1994). Eine Abnahme der Niederschläge kann in Gebieten mit intensiver landwirtschaftlicher Produktion – wie etwa in Ostösterreich – durch Bewässerung kompensiert werden. Allerdings ist durch die negative Wasserbilanz die Gefahr gegeben, dass es zu Versalzungsphänomenen kommt.

Stickstoffdüngung führt zur Emission von N_2O , die derzeit nach IPCC (1997) mit einem Emissionsfaktor von 1,25 % der Stickstoffzugabe durch Stickstoffdüngung berücksichtigt werden. In den 2006 überarbeiteten Guidelines wurde dieser Faktor auf 1 % herabgesetzt (IPCC, 1997 und 2006). Da N_2O ca. 300 Mal klimawirksamer ist als CO_2 , wird es als ein wesentlicher Verursacher des Klimawandels genannt, und jede Erhöhung von N_2O -Emissionen, insbesondere durch unsachgemäß hohe Stickstoffdüngung, sollte vermieden werden. Geht diese nämlich über das Optimum hinaus, kann dies neben N_2O -Emissionen auch zu NO_3 -Auswaschung ins Grundwasser und zu weiteren umwelt- und auch klimarelevanten gasförmigen Stickstoffverlusten (Ammoniak und elementarer Stickstoff nach Denitrifikation) führen. Daher ist für eine Bewirtschaftung von Ackerböden unter den Rahmenbedingungen des Klimawandels eine möglichst genaue Bemessung der Stickstoffdüngung von besonderer Bedeutung. Zu diesem Zweck können analytische Methoden wie die Berücksichtigung des Gehalts an Nitrat- und Ammoniumstickstoff (N_{min}) zu Vege-

tationsbeginn oder vor Anbau für eine Abschätzung des Mineralisationspotenzials durch die anaerobe Bebrütungsmethode oder die Chlorophyllmessung (Blattanalyse) verwendet werden (Diepenbrock et al., 2009; Spiegel et al., 2009). Wesentlich ist auch eine realistische Einschätzung der Ertragslage und der Berücksichtigung der konkreten vorangegangenen Witterung (Dersch, 2007). Die Anwendung von stabilisierten Stickstoffdüngern könnte dazu beitragen, die Stickstoffnutzungseffizienz zu erhöhen und somit N_2O -Emissionen zu verringern (z. B. Menendez et al., 2012; Hillier et al., 2012).

Durch die Zunahme von extremen Witterungsereignissen (Starkregen, starke Winde) kann insbesondere bei unvollständiger oder fehlender Bodenbedeckung von Ackerböden die Erosion durch Wasser und Wind zunehmen (Eitzinger et al., 2009; vgl. Abschnitt 5.5.1). Reduzierte oder konservierende Bodenbearbeitungen vermindern den Bodenabtrag um etwa 70 %, den Stickstoffaustrag um 55 % und den Phosphorausstrag um 70 % (Klik, 2003). Bodenschonende Bewirtschaftung durch Reduzierung der Bodenbearbeitungshäufigkeit und -tiefe kann zur langfristigen Erhaltung der organischen Substanz im Boden beitragen (Spiegel et al., 2007 und 2010).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass unter den Veränderungen des Klimawandels ein optimales Bodenmanagement zunehmend wichtig wird. Dies betrifft insbesondere eine standortspezifische Anpassung der Fruchtfolgen, optimales Wasserhaushaltmanagement und eine humusschonende Bodenbearbeitung sowie Art, Menge und Ausbringung von organischen und mineralischen Düngemitteln. Insbesondere ist auf eine Erhöhung der Stickstoffnutzungseffizienz durch Vermeidung zu hoher Stickstoffdüngemengen und eine Düngung, die auch zeitlich auf den Nährstoffbedarf der Pflanze abgestimmt ist, zu achten.

5.4.2 Grünlandböden

Das Dauergrünland nimmt in Österreich eine Fläche von ca. 1 342 500 ha ein (BMLFUW, 2011). Dies entspricht 16 % der Gesamtfläche Österreichs oder 57 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Die Böden des Dauergrünlandes haben somit flächenmäßig in weiten Teilen von Österreich eine große Bedeutung. In Österreich dominiert das Dauergrünland in jenen Gebieten, wo der Jahresniederschlag im langjährigen Durchschnitt 900 mm oder mehr beträgt und/oder die Jahresmitteltemperaturen unter 7–8 °C liegen. In diesen Gebieten sind für die Vegetation die niedrigen Lufttemperaturen und die kurze Vegetationsperiode die begrenzenden klimatischen Faktoren. Eine Erhöhung der Lufttemperatur und eine Verlängerung der Vegetationsperiode, die mit dem Klimawandel zu

Tabelle 5.5 Kohlenstoffgehalt und Kohlenstoffvorrat in Böden des Dauergrünlandes (A-Horizont, 0–10 cm Bodentiefe) in Abhängigkeit von der Wasserhaushaltsstufe. Quelle: Bohner (2012)

Table 5.5 Carbon content and carbon stocks in soils of permanent grassland (A-horizon, 0–10 cm depth) according to the soil moisture status. Source: Bohner (2012)

	C _{org} (%)				C _{org} (kg/ha)			
	halbtrocken	frisch	feucht	nass	halb-trocken*	frisch*	feucht*	nass**
n	32	463	146	138	32	463	146	138
Minimum	2,7	2,1	2,0	3,8	27 200	21 324	19 800	19 200
Maximum	10,1	18,4	44,1	53,3	101 200	184 400	441 000	266 350
Arithmetischer Mittelwert	6,8	6,6	9,7	32,5	67 700	65 800	97 400	162 550
Median	6,6	6,2	8,2	36,2	66 300	62 209	81 700	181 200

Annahme: Lagerungsdichte = * 1 g/cm³ bzw. ** 0,5 g/cm³; n = Anzahl der Bodenanalysen

erwarten sind, werden daher in kühleren und niederschlagsreicheren Grünlandgebieten zu natürlichen und anthropogenen Veränderungen im Pflanzenbestand führen. Das Ertragspotenzial der Grünlandflächen wird zunehmen, folglich ist auch eine Nutzungsintensivierung (frühere und häufigere Mahd, längere und stärkere Beweidung) zu erwarten. Vor allem in Bergregionen ist aufgrund der Geländemorphologie (häufig steile Hanglagen) allerdings eine großflächige Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland wenig wahrscheinlich. In wärmeren, niederschlagsärmeren und meist vom Ackerbau dominierten Gebieten hingegen dürfte auf Grund des zunehmenden Trocken- und Hitzestresses das Ertragspotenzial im Grünland sinken (Eitzinger et al., 2009).

Klimatische Veränderungen werden sich mehr oder weniger stark vor allem auf die Bewurzelung, den Humusgehalt und die Struktur im Oberboden von Grünlandböden direkt und indirekt auswirken. Während sich die Bewurzelung und die Bodenstruktur kurzfristig verändern können, sind beim Humusgehalt nur langfristig klimabedingte Veränderungen möglich. Unter Dauergrünland sind nahezu alle in Österreich vorkommende Bodentypen anzutreffen. Die Grünlandvegetation liefert in der Regel leicht abbaubare Bestandesabfälle. Durch die rasche Zersetzung der abgestorbenen Pflanzenteile und deren sofortige Einmischung in den Mineralboden durch Bodentiere kommt es auf regelmäßig bewirtschafteten Grünlandböden im Allgemeinen zu keiner bedeutenden Anreicherung von Auflagehumus. Die Böden des Dauergrünlandes weisen im Oberboden (A-Horizont) in der Regel hohe Humusgehalte auf (vgl. Tabelle 5.5). Die ganzjährige und weitgehend geschlossene Grünlandvegetation schützt vor Erosion (Bohner, 2012).

Die räumliche Wurzelverteilung und die Durchwurzelungstiefe im Boden werden ebenfalls vom Klima beeinflusst (Lichtenegger, 1997). Generell fördern Trockenheit und Wärme das

Tiefenwachstum der Wurzeln, während Nässe und Kälte das Tiefenstreben hemmen. In wärmeren Gebieten erreichen die Wurzeln der Gräser auf frischen Standorten Tiefen bis über 1 m, einige Kräuter sogar bis über 2 m. In kühleren Gebieten hingegen dringen die Graswurzeln kaum noch tiefer als 50 cm in den Boden ein, und die Kräuter erreichen selten eine Wurzeltiefe von über 1 m (Lichtenegger, 1997). Somit kann in kühleren und niederschlagsreicheren Grünlandgebieten die Erwärmung auf den extensiv bis mäßig intensiv genutzten Grünlandflächen einen größeren Wurzeltiefgang bewirken. Eine tieferreichende Durchwurzelung erhöht den Humusgehalt im Unterboden und vermindert die Nährstoffverluste durch Auswaschung mit dem Sickerwasser. Außerdem werden die Wasser- und Nährstoffvorräte im Unterboden besser ausgenutzt.

In Tabelle 5.5 sind Kohlenstoffgehalt und Kohlenstoffvorrat in den Böden des Dauergrünlandes in Abhängigkeit von der Wasserhaushaltsstufe dargestellt. Die Böden des Dauergrünlandes weisen im Oberboden in der Regel hohe Humusgehalte auf. Allerdings schwanken die organischen Kohlenstoffgehalte in den obersten 10 cm in Abhängigkeit vom Standort, dem Bodenwasserhaushalt und der Nutzung in einem weiten Bereich; der Median beträgt in den einzelnen Wasserhaushaltsstufen mehr als 6 % C_{org}. Die Böden des Dauergrünlandes sind bedeutende Speicher von organischem Kohlenstoff. Sie enthalten in den obersten 10 cm als Median etwa 60 000 bis weit über 100 000 kg/ha C_{org}.

Der Humusgehalt kann durch den Klimawandel sowie durch eine unterschiedliche Art und Intensität der Grünlandbewirtschaftung nur langfristig innerhalb verhältnismäßig enger Grenzen verändert werden. Er ist im Grünlandboden im Allgemeinen umso höher, je niedriger die Bodentemperatur und je höher die Bodenfeuchte

während des Jahres ist (Bohner, 2012). Eine Nutzungsintensivierung vermindert die Wurzelmasse und erhöht die mittlere Bodentemperatur im Oberboden (Bohner und Herndl, 2011). Eine durch den Klimawandel verursachte Nutzungsintensivierung kann daher langfristig zu einer geringen Abnahme des Humusgehaltes im Boden führen.

Die krümelige oder körnige Struktur (bei tonreichen Böden) ist typisch für die Oberböden des extensiv genutzten Dauergrünlandes. Eine Nutzungsintensivierung (häufigeres Befahren, stärkere Beweidung) führt zu einer Oberbodenverdichtung und Strukturveränderung (Bohner, 2012). Verdichtete Oberböden weisen in Hanglage infolge verminderter Infiltration von Regen- und Schneeschmelzwasser einen erhöhten Oberflächenabfluss sowie eine geringere Infiltration der flüssigen Wirtschaftsdünger (Gülle, Jauche) auf. Dies verstärkt das Risiko für Nährstoffausträge in die Oberflächengewässer durch Abschwemmung (Bohner et al., 2012). Verdichtete Grünlandböden können durch eine Erhöhung des Oberflächenabflusses bei Starkregen auch Hochwasser fördern; sie weisen vor allem bei häufiger Staunässe und reichlicher Düngung erhöhte N_2O -Emissionen auf (Sitaula et al., 2000).

5.4.3 Waldböden

Wald nimmt in Österreich nach der Österreichischen Waldinventur (ÖWI) 2007/09 eine Fläche von 3,99 Mio. ha ein (BFW, 2011). Dies entspricht 47,6 % der Gesamtfläche. Seit der Inventurperiode 1961 bis 1970 der ÖWI hat die Waldfläche um etwa 300 000 ha zugenommen, seit 1913 geht man von einer Zunahme der Waldfläche in Österreich von rund 800 000 ha aus (Katzensteiner und Englisch, 2007). Das heißt, dass ca. 20 % des Waldbodens kürzer als die Dauer einer Umtriebszeit unter forstlicher Nutzung stehen.

Während die Siedlungstätigkeit des Menschen und die landwirtschaftliche Nutzung sich auf die relativ günstigen Flächen beschränken, bleiben Ungunstlagen dem Wald vorbehalten (vgl. Band 2, Kapitel 3). Nährstoff- und Wasserkreislauf von Waldböden unterscheiden sich deutlich von Böden unter Acker- und Grünlandnutzung. Das Verhältnis von oberirdischer Biomasse zur Nettoprimärproduktion (NPP) ist wesentlich weiter als z. B. in Grünland oder Savannen, wodurch große Mengen an Kohlenstoff und Nährstoffen über Jahrzehnte bis Jahrhunderte in der Biomasse gebunden sind. Der Bestandsabfall (Streu und verholztes Material) führt oft zur Entwicklung einer organischen Auflage. Typisch für Waldböden sind hoher Humusgehalt, geringere Basensättigung, niedrigere pH-Werte und niedrige Lagerungsdichten. Hohe Porosität und Leitfähigkeit bewirken deutliche Unterschiede der funktionellen Eigenschaften von

Waldböden gegenüber landwirtschaftlichen Böden (Fisher und Binkley, 2000).

Aufgrund dieser funktionellen Besonderheiten sind Einflüsse des Klimawandels nicht nur in Bezug auf den Waldboden allein, sondern auf das jeweilige Waldökosystem zu betrachten. Neben direkten Klima- und Witterungseinflüssen werden im Folgenden auch indirekte Einflüsse wie z. B. Veränderungen von Ökosystemgrenzen, veränderte Störungsregime und energiepolitisch bedingte Veränderungen der Bewirtschaftung diskutiert.

Ein Rückgang der Intensität der Landnutzung und klimatisch günstigere Bedingungen wie anhaltender Temperaturanstieg (vgl. Band 1, Kapitel 3 und 4; Böhm, 2010) und Veränderung der phänologischen Jahreszeiten (Menzel und Fabian, 1999) fördern die Wiederbewaldung ehemaliger Almflächen in der subalpinen Stufe und den Anstieg der Waldgrenze (vgl. Band 2, Kapitel 3; Leonelli et al., 2011). Bei gleichem Niederschlagsangebot sind Böden unter Wald oder unter alpinen Zwergsträuchern aufgrund der hohen Interzeptions- und Transpirationsleistung der Bestände in der Regel deutlich aufnahmefähiger als Böden unter kurzwüchsigen Vegetationsformen. Als Folge der intensiven Durchwurzelung ist in Waldböden der Anteil an Sekundärporen im Vergleich zu umgebenden Nichtwaldflächen in der Regel höher (Whipkey, 1962). Der Anteil des von der Baumvegetation über die Wurzeln aufgenommenen und über die Nadeln oder Blätter an die Atmosphäre abgegebenen Wassers ist doppelt bis viermal so hoch wie z. B. von kurzwüchsigen alpinen Rasen (Markart et al., 2011). Das Aufnahmevermögen der von der Sukzession zu Wald bzw. alpiner Zwergstrauchheide betroffenen Böden könnte sich daher in der hochmontanen bis subalpinen Stufe künftig verbessern, sofern nicht negative Effekte wie z. B. sekundäre Vernässung aufgrund extensivierter Be- und Entwässerungssysteme die Infiltrationskapazität und Speicherleistung auf großer Fläche herabsetzen.

Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Oberflächenabfluss bei Starkregen ist mit Ausnahme von vernässen und sehr bindigen Böden unter Wald deutlich geringer als auf waldfreien Flächen (Bunza et al., 1996). Hochwasserspitzen treten in bewaldeten Einzugsgebieten verzögert und auf niedrigerem Niveau auf (Cosandey, 2005). Beobachtungen nach natürlichen Starkregenereignissen und Resultate von Starkregensimulationen lassen erkennen, dass Waldböden auch bei hohen Niederschlagsmengen und -intensitäten meist später die Grenze ihrer Aufnahmekapazität erreichen (Bunza et al., 1996; Markart et al., 1997; Markart et al., 2007). Diese positiven Eigenschaften von Waldböden könnten unter den von Böhm (2010) skizzierten klimatischen Aussichten für Öster-

reich bis zum Jahr 2100 noch größere Bedeutung erlangen.

Ein Effekt der Landnutzung zeigt sich u. a. darin, dass durch die Neubewaldung der Kohlenstoffvorrat der Böden zunimmt. Diese Auswirkungen sind besonders stark bei der Aufforstung von Ackerland und etwas weniger bei Grünland ausgeprägt. Die Rolle der Wiederbewaldung auf Gebirgsböden ist noch nicht abschließend beurteilt. Besonders unter Zwergstrauchheiden bilden sich sehr humusreiche Böden, deren organische Substanz schwer abbaubar ist (Larcher, 1977; Wieser und Tausz, 2007). Bei einer Wiederbewaldung wird die Humusform verändert; möglicherweise wird auch der Kohlenstoffpool des Bodens vermindert (vgl. Abschnitt 5.3.3). Dieser mögliche Kohlenstoffverlust kann aber durch den Aufbau von Waldbiomasse ausgeglichen werden.

Die Häufigkeit von Störungen in Waldökosystemen des Alpenraums hat in den letzten Jahren zugenommen (Steyrer und Krehan, 2011). So fanden etwa Seidl et al. (2011) heraus, dass Störungen durch Windwurf, Waldbrand oder Borkenkäfer, die indirekt auch zu erheblichen Störungen der Wasser- und Nährstoffkreisläufe des Bodens führen, einerseits zwar vom Klima stark abhängig sind, andererseits aber auch vom Wandel in der Forstwirtschaft, etwa von häufig bevorzugten Nadelbaumarten und von der europaweit zu beobachtenden Steigerung der Holzvorräte pro Flächeneinheit beeinflusst werden. Die erwartete Zunahme und Intensität von Trockenperioden (IPCC, 2007) kann vor allem auf grobtexturierten und flachgründigen Böden (z. B. in den Kalkalpen oder im kontinentalen Osten) Probleme in der Wasserversorgung aufwerfen. So wurden nach dem „Jahrhundertsommer“ 2003 von Minerbi et al. (2006) Trockenschäden an Rotföhren (*Pinus sylvestris*) auf durchlässigen Böden im Südtiroler Eisacktal festgestellt. Viele der geschädigten Bäume wiesen dabei allerdings bereits eine Vorschädigung durch den Trockensommer 1976 auf.

Einen oftmals nur lokalen Sonderfall stellen Böden dar, die durch Brandereignisse beeinflusst worden sind. Dass es bei einer Zunahme von sommerlichen Trockenphasen vermehrt zu solchen Ereignissen kommen wird, zeigen Vacik et al. (2011) am Beispiel der Sommer 2003 und 2006. Auf steilen Flächen in den Alpen kann im Extremfall nach Brandereignissen die Vegetation so stark geschädigt sein, dass intensive und lang anhaltende Erosionsprozesse auftreten. Untersuchungen von Sass et al. (2012) anhand historischer Brandereignisse belegen, dass im ungünstigsten Fall nur noch der Fels bzw. das Lockergestein übrig bleiben und es auch nach Jahrzehnten kaum zu einer Wiederbesiedlung der Flächen kommt. Aber auch bei moderateren Brandereignissen werden die Böden in struktureller und chemischer Hinsicht verändert (Kloss et al., 2012). Im Gegensatz zu Feuereinflüssen, bei denen der Mine-

ralboden freigelegt werden kann, bleibt bei der Holznutzung der Boden bedeckt, der Bestandesabfall verbleibt im Bestand, Nährstoffverluste, Abfluss- und Erosionsdisposition sind daher geringer (Cosandey et al., 2005).

Bis zur ausreichenden Wiederbewaldung nach Störungen ist aufgrund der hohen kinetischen Energie des Niederschlages bei Starkregen mit hohen Abflussraten zu rechnen (Bunza et al., 1996). Die reduzierte Bodendeckung resultiert in der Regel in höheren Erosionsraten als Folge des Splash-Erosion-Effektes und der damit verbundenen Zerstörung von Bodenaggregaten (Ghadir und Payne, 1988; Fox et al., 2007).

Die Untersuchungsergebnisse über Auswirkungen von letztendlich klimabedingten Störungen auf den Kohlenstoffhaushalt von Waldböden sind widersprüchlich. Don et al. (2012) fanden in der Hohen Tatra keine signifikante Abnahme der Kohlenstoffspeicherung im Boden. Hollaus et al. (2012) zeigen hingegen im Projekt SicAlp² gravierende Humusverluste nach Windwurf und Käferkalamitäten auf Humuskarbonatböden. Durch erhöhte CO₂-Freisetzung in der Kahlphase können solche Flächen über Jahre eine CO₂-Quelle darstellen. Die Wiederbewaldung dauert auf diesen Standorten oft Jahre bis Jahrzehnte (Pröll und Katzensteiner, 2012). Neben verstärkter Erosion führt die Temperaturerhöhung des Bodens zu einer massiven Erhöhung der heterotrophen Bodenrespiration und damit zu Rückkopplungseffekten auf die Atmosphäre (Mayer und Katzensteiner, 2012).

Die Erreichung der Vorgaben der Directive 2009/28/EC und des National Renewable Energy Action Plan 2010 (CEC, 2010) lässt eine Intensivierung der Nutzung von Biomasse aus dem Wald erwarten (Katzensteiner et al., 2013). Diese kann die Produktivität nachhaltig vermindern (Winiwarter et al., 2012). Die Auswirkungen intensivierter Nutzung auf den Kohlenstoffhaushalt von Waldböden sind noch nicht ausreichend untersucht. Eine starke Beeinträchtigung von Waldböden stellt der unkontrollierte flächige Einsatz schwerer Erntemaschinen bei Nutzungen dar, die den Bodenwasserhaushalt und den Gaswechsel besonders auf schweren oder biologisch wenig aktiven Böden jahrzehntelang beeinträchtigen können (vgl. Box 5.2; Hildebrand, 1987; Katzensteiner et al., 2013).

5.4.4 Böden oberhalb der Waldgrenze

Gebirgsböden weisen einige Besonderheiten auf, die mit den stark unterschiedlich ausgeprägten bodenbildenden Faktoren und deren kleinräumigem Wechsel zusammenhängen. Zudem

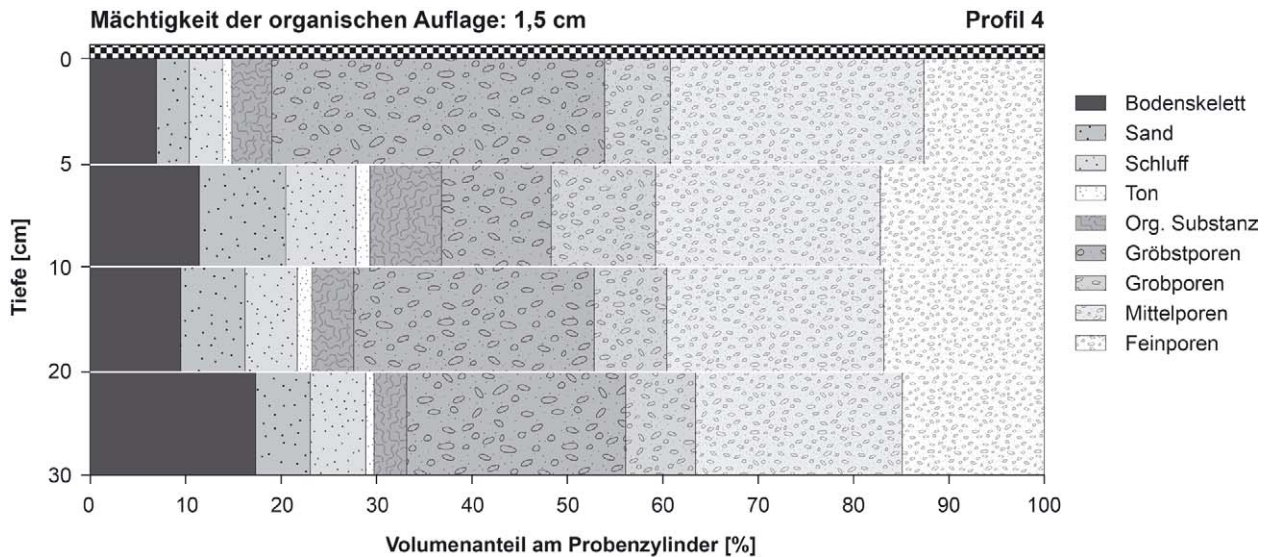
² https://forschung.boku.ac.at/fis/suchen.projekt_uebersicht?sprache_in=de&menue_id_in=300&id_in=8005

Box 5.2: Beispiele für Störungen in Waldökosystemen
Box 5.2: Examples of disturbances in forest ecosystems



Box 5.2 Abbildung 1 Der dargestellte Hang zeigt starke Bodenerosion nach großflächigen Kalamitäten durch Windwurf 2002, nachfolgende Borkenkäferkalamität im „Jahrhundert-sommer 2003“ und den Forststraßenbau in Donnersbachwald. Foto: K. Katzensteiner

Box 5.2 Figure 1 Soil erosion after coarse scale forest disturbance by windthrow in 2002, subsequent bark beetle infestation in the extremely warm summer 2003 and road construction in a valley of the Austrian Alps. Photograph by K. Katzensteiner



Box 5.2 Abbildung 2 Die Graphik zeigt die Feststoff- und Porenverteilung eines in den 1950er Jahren aufgeforsteten Weidebodens an der Waldgrenze in den Tuxer Alpen (organische Auflage 1,5 cm). Auch Jahrzehnte nach der Aufforstung sind die Auswirkungen der früheren mechanischen Belastung als Reduktion des rasch leitenden Porenanteiles in 5–10 cm Tiefe noch deutlich erkennbar, was eine deutlich verringerte Infiltrationsfähigkeit zur Folge hat. Quelle: Markart und Kohl (2009)

Box 5.2 Figure 2 Organic matter, mineral grain size and pore size distribution in a forest soil at the timberline in the Tuxer Alps. The forest has been established on former pastureland in the 1950s. The litter layer is only 1.5 cm thick. The former soil compaction due to cattle grazing is still visible. The reduced amount of macro-pores in 5–10 cm depth inhibits water infiltration. Source: Markart und Kohl (2009)

Die angeführten Beispiele zeigen, dass der Einfluss des Klimawandels auf die Waldböden im Kontext des gesamten, auch durch die Nutzung geprägten Systems Wald gesehen werden muss. Die damit angedeuteten Zusammenhänge entscheiden über die Resilienz des Waldbodens gegenüber dem Klimawandel, auch wenn zu den Details noch keine ausreichenden Daten vorliegen.

sind sie aufgrund reduzierter chemischer Verwitterung und biologischer Aktivität von ihrer Struktur her weniger stabil und daher – zusätzlich zur Steilheit des Reliefs – anfällig für Erosion (Geitner, 2007). Dem Relief und der Geomorphodynamik kommt im Gebirge auf allen Maßstabsebenen eine dominante Rolle zu, zumal auch andere bodenbildende Faktoren stark durch topographische Effekte modifiziert werden, was besonders für das Mikroklima und den Wasserhaushalt entscheidend ist (Geitner et al., 2011). Die Höhenstufung von Klima und Vegetation führt zu starken Veränderungen der Böden in vertikaler Richtung, aber auch die Exposition hat einen wesentlichen Einfluss auf die Böden und ihre räumliche Verbreitung (Egli et al., 2006, 2009). Aufgrund dieser kleinräumig wechselnden Standortbedingungen sind die Abschätzungen möglicher Reaktionen der Böden auf den Klimawandel im Gebirgsraum unsicher. Dabei werden auch mögliche Veränderungen der Schneedecke eine wichtige Rolle spielen (vgl. Band 2, Kapitel 2). Zudem ist die Datenlage hinsichtlich der Böden in den Hochlagen sehr schlecht, da es kaum systematische Kartierungen oberhalb der Waldgrenze gibt. Über die Besonderheiten der Böden im Bereich der Waldgrenze gibt Stöhr (2007) einen Überblick.

Das aktuelle Höherwandern der Waldgrenze ist ein augenfälliges Phänomen (vgl. Abbildung 5.3), das vielfach mit dem Klimawandel in Zusammenhang gebracht wird, da die Wald- bzw. Baumgrenze in den Alpen von Klimafaktoren bestimmt wird (Körner, 1998). Zahlreiche Untersuchungen aus den Alpen und anderen Gebirgsregionen belegen diese Entwicklung (vgl. Band 2, Kapitel 3; Van der Meer et al., 2004). Speziell in den Alpen ist zu beachten, dass auch der Rückgang der land-

wirtschaftlichen Nutzung in der Waldgrenzregion zu einer Wiederbewaldung führen kann, was den Einfluss des Klimawandels derzeit noch deutlich überlagert (Gehrig-Fasel et al., 2007). Rückläufige Beweidung und fehlende Almpflege durch regelmäßiges Entfernen der Baumverjüngung führen in weiten Teilen der Alpen zu zunehmender Bewaldung in der subalpinen Stufe. Nach den Daten der österreichischen Waldinventur (BFW, 2011) hat die Waldfläche des subalpinen Fichtenwaldes und des Lärchen-Zirbenwaldes in Österreich zwischen den Inventurperioden 1992 bis 1997 und 2007 bis 2009 um ca. 15 000 ha zugenommen (vgl. Band 2, Kapitel 3).

Mit dem Ansteigen der Waldgrenze sind auch Bodenveränderungen zu erwarten. Nach Untersuchungen aus den Schweizer Alpen erhöht sich der Kohlenstoffvorrat in Waldböden um 4,5 t/ha C pro 100 Höhenmeter, was etwa einer Zunahme von 30 % über 1 000 Höhenmetern entspricht (Hagedorn et al., 2010a). Falls alpine Graslandökosysteme von Wäldern besiedelt werden, steigt der Kohlenstoffvorrat im Boden an (vgl. Abschnitt 5.4.3). Auf der anderen Seite ist aufgrund der erhöhten mikrobiellen Aktivität in Folge der Erwärmung in den tiefergelegenen subalpinen Waldökosystemen mit einer Freisetzung von Kohlenstoff vor allem aus den Auflagehumushorizonten zu rechnen (Hagedorn et al., 2010c).

Die Auswirkungen der sich überlagernden Entwicklungen (Nutzungswandel und Klimawandel) auf Böden der subalpinen Stufe sind wesentlich weniger gut dokumentiert. Untersuchungen von Tasser et al. (2001) zeigen, dass bei der Wiederbewaldung von Almweiden und Bergmähdern eine Anreicherung von organischer Substanz im Boden und der oberirdischen Biomasse innerhalb von 30 bis 50 Jahren



Abbildung 5.3 Natürliche Waldverjüngung durch Zirbe (*Pinus cembra*) und Lärche (*Larix decidua*) im Bereich der subalpinen Waldgrenze auf ehemaligen Weideflächen in der Gemeinde Sölden (Ötztal) auf ca. 2 200 m ü. d. M. im Jahr 2005. Foto: D. Stöhr

Figure 5.3 Natural forest regeneration with Arolla pine (*Pinus cembra*) and European larch (*Larix decidua*) in the range of the subalpine forest line on former grazing land in the municipality of Sölden (Ötztal valley) at around 2 200 m a. s. l. in 2005. Photograph by D. Stöhr

nach der Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung erfolgt. In der Übergangsphase von der landwirtschaftlichen Nutzung kann es zu einer Häufung von Naturgefahrenprozessen wie Erosion und Schneegleiten kommen, bevor sich die Ökosysteme mit Etablierung der Waldvegetation wieder stabilisieren (Tasser et al., 2001). Künstliche Aufforstung kann diesen Übergangszeitraum deutlich verkürzen.

Während eine Reihe von Studien die Auswirkungen von (erhöhten) Temperaturen auf die Vegetation und/oder die Funktionalität des Bodens in mittleren Höhenlagen untersucht (z. B. Diaz et al., 2003), ist die Höhenstufe oberhalb der Waldgrenze im Hinblick auf den Klimawandel deutlich schlechter erforscht. Das ist umso erstaunlicher, als diese Höhenlagen nicht nur in manchen Regionen (etwa in Tirol) einen beträchtlichen Anteil der Gesamtfläche ausmachen, sondern auch dadurch bedeutsam sind, dass diese Systeme in einigen Aspekten mit subpolaren und polaren Regionen verglichen werden können, wodurch die globale Bedeutung dieser Lagen offensichtlich ist. Hinzu kommt noch der Aspekt der Bodenstabilität, dem in den erosionsgefährdeten hochalpinen Regionen eine besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden muss.

Einflüsse des Klimawandels auf die abiotische Komponente des Bodens, z. B. auf die Textur, auf die Umwandlung primärer in sekundäre Minerale, die Kationenaustauschkapazität oder die Nährstoffgehalte sind kaum bekannt, sodass hier dringender Forschungsbedarf besteht. Lediglich eine Beeinflussung von Qualität und Quantität der organischen Substanz durch die Klimaveränderung und mögliche Rückkopplungsmechanismen wurde bereits mehrfach nachgewiesen (Hagedorn et al., 2010c; Schmidt et al., 2011), jedoch noch nicht in hochalpinen Böden.

In Bezug auf die Pflanzenwelt der Hochgebirge gibt es mit dem GLORIA-Projekt eine von Österreich ausgehende, international höchst angesehene Initiative zur Untersuchung alpiner/nivaler Ökosysteme und deren Beeinflussung durch den Klimawandel (vgl. Band 2, Kapitel 3). Diese Untersuchungen konnten deutliche Verschiebungen der Artenspektren und Aufwärtsbewegungen von Pflanzen als Reaktion auf steigende Temperaturen nachweisen (Gottfried et al., 2012); sie zeigen aber auch, dass entsprechende Effekte zum Teil von anderen Faktoren wie z. B. der Wasserverfügbarkeit überlagert bzw. verstärkt werden (Pauli et al., 2012).

Umfassende, die Bodenmikroflora einschließende Untersuchungen fanden dabei bisher kaum statt. Huber et al. (2007) untersuchten am Schrankogel (3497 m Seehöhe), einer Mastersite des GLORIA-Projekts, Aspekte des Stickstoffkreislaufes im alpin-nivalen Ökoton. Sie fanden zwischen etwa 2900 und 3100 m Seehöhe die stärksten Unterschiede, sodass sie diesen

Höhenbereich als sehr klimasensitiv einstufen. Weitere Untersuchungen u. a. zur Aktivität und Abundanz von Bodenmikroorganismen an diesem Modell-Standort finden seit 2011 statt (Thaler et al., 2013).

Wenn auch nicht in der nivalen, so doch in der hochalpinen Stufe wurden in den vergangenen Jahren z. B. im Gletschervorfeld des Rotmoosferners viele aufschlussreiche Untersuchungen durchgeführt, die sich mit der mikrobiellen Sukzession und Artenzusammensetzungen beschäftigten (Philippot et al., 2011; Tschirko et al., 2004). In jüngsten Untersuchungen konnte auch nachgewiesen werden, dass Archaea als die einzigen Organismen, die Methan bilden können, entgegen früheren Annahmen auch in diesen gut durchlüfteten hochalpinen Rohböden sehr abundant sind, wobei die Aktivität wiederum mit steigender Temperatur zunimmt (Hofmann et al., 2013). Auch hier gilt allerdings, dass Interaktionen mit dem Wassergehalt die entsprechenden Aktivitäten, in diesem Fall die Methanogenese, maßgeblich beeinflussen und den rein temperaturbedingten Effekt häufig übersteigen (Hofmann et al., 2013). An anderen Standorten konnte zudem gezeigt werden, dass das Ausmaß mikrobiell gebildeten und klimarelevanten Methans durch die Bewirtschaftungsformen und die Intensität der Viehhaltung sehr deutlich beeinflusst wird (Wagner et al., 2012). Diesem Effekt, der für Steppen bereits von Chen et al. (2011) nachgewiesen wurde, kommt vor dem Hintergrund unterschiedlicher Formen der Landnutzung und Viehhaltung eine bedeutende, auch globale Bedeutung zu.

Die Höhenlage und die damit verbundenen Temperaturbedingungen beeinflussen die Aktivität von Bodenmikroorganismen auch auf biochemischem Niveau. So konnten Margesin et al. (2009) zeigen, dass mit zunehmender Höhe die Temperatursensitivität der Bodenenzyme zunimmt, was eine klimatisch bedingte Beeinflussung der Umsatzraten in verschiedenen Stoffkreisläufen möglich erscheinen lässt. Auch für Bodentiere zeichnen sich Zusammenhänge mit der Temperatur, aber auch Interaktionen mit dem Bodenwasser ab, doch besteht diesbezüglich noch ein erheblich größerer Forschungsbedarf. Es wird zwar sowohl von österreichischen als auch von internationalen Forschungsgruppen intensiv die Bodenfauna im österreichischen Hochgebirge untersucht – z. B. an der Alpinen Forschungsstelle der Universität Innsbruck in Obergurgl –, doch sind hier die Forschungsarbeiten erst am Anfang und bislang noch nicht so sehr auf die Wirkungen des Klimawandels ausgerichtet (König et al., 2011).

Durch das verstärkte Auftauen von Permafrostböden (vgl. Band 2, Kapitel 4) in der alpinen und nivalen Stufe (in der Regel erst oberhalb von 2500 m Seehöhe) könnte die im Permafrost konservierte organische Substanz von Bodenmikro-

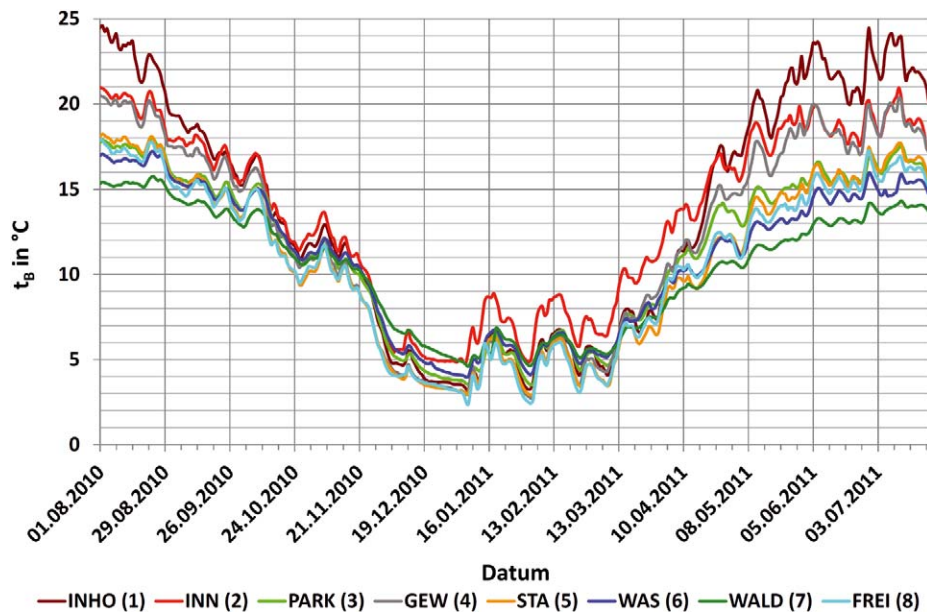


Abbildung 5.4 Tagesmittelwerte der Bodenprofiltemperaturen (tiefege-wichtet) an allen Untersuchungsstand-orten in Oberhausen (01.08.2010–31.07.2011). Quelle: Kuttler et al. (2012)

Figure 5.4 Daily averages of soil profile temperatures (depth-weighted) of all study sites in Oberhausen (01.08.2010–31.07.2011). Source: Kuttler et al. (2012)

organismen abgebaut werden, was zu einer zusätzlichen Freisetzung von Methan und CO_2 führen würde. Eine aktuelle Studie von Zollinger et al. (2013) aus der Schweiz konnte diese Annahme jedoch nicht bestätigen. Bei dem Vergleich von Böden ohne und mit Permafrosteinfluss zeigten sich in letzteren geringere Mengen an organischer Substanz, was eher darauf hinweist, dass diese auch bei Abbau des Permafrosts erhalten bleiben könnte.

5.4.5 Stadtböden

In städtischen Verdichtungsräumen wurden wesentliche Faktoren der Bodenentwicklung, wie etwa Relief, Ausgangsgestein, Klima sowie Fauna und Flora, intensiv seitens des Menschen verändert. Daraus folgt, dass sich viele Eigenschaften dieser Böden erheblich von denen im Umland unterscheiden und sich auf deren Funktionen als Pflanzenstandort, Lebensraum für Organismen, Schadstofffilter und Regulator des Landschaftswasserhaushalts auswirken (Blume et al., 2010a). Böden in Städten sind häufig überbaut bzw. versiegelt. Für diese Böden haben Klimaänderungen keine unmittelbaren Auswirkungen, da sie hinsichtlich Gas- und Wasseraustausch abgeschirmt sind. Auch offene Böden sind in ihrer Entwicklung oft wesentlich durch menschliche Eingriffe verändert bzw. durch Überlagerung mit natürlichen oder technologischen Substraten und deren Mischungen beeinflusst. So finden sich oft begrabene humose Horizonte in tieferen Schichten, während mineralisch geprägte Horizonte häufig in den oberen Profildbereichen vorkommen. Vielfach sind auch Artefakte wie Ziegelsteine, Beton und sonstiges Abbruchmaterial so-

wie verunreinigtes organisches Material in den Stadtböden zu finden. Ein natürlicher Aufbau des Bodens mit typischer Horizontfolge ist nur selten gegeben (Pietsch und Kamieth, 1991).

Das Stadtklima weist einige Besonderheiten auf. Im Jahresmittel ist es um $1\text{--}3^\circ\text{C}$ wärmer als im Umland (Blume et al., 2010a; Kuttler et al., 2012), wobei lokal und saisonal auch größere Unterschiede auftreten können. Dies spiegelt sich auch im Boden wider; innerstädtische, stark versiegelte Böden sind im Jahresmittel um ca. 3°C wärmer als Böden am Stadtrand bzw. im Umland (vgl. Abbildung 5.4). Dies ist unter anderem auf den hohen Versiegelungsgrad, die verwendeten Baumaterialien und die ungünstigere Wasserversorgung der Standorte zurückzuführen (Kuttler et al., 2012).

Hinsichtlich der Feuchtigkeit ist zu beachten, dass bei hoher Staubbelastung der Luft aufgrund der erhöhten Anzahl an Kondensationskernen der Niederschlag vergleichsweise erhöht ist. Trotzdem sind die Böden in Städten grundsätzlich trockener, weil aufgrund der geringen Infiltrationsmöglichkeit mehr Wasser abfließt oder verdunstet (Kuttler et al., 2012). Die angeführten Beispiele belegen, wie Stadtökosysteme zur Verstärkung von Klimaextremen beitragen können. Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Stadtböden sind aufgrund ihrer Heterogenität im Aufbau und der kleinräumigen Muster kaum generalisierbar. Die Erhaltung bestimmter Bodenfunktionen, vor allem im Wasserhaushalt, ist daher von besonderer Bedeutung. Konkretere Beurteilungen erfordern Expositionsversuche unter verschiedenen Bedingungen.

Durch hohe Anteile versiegelter und verdichteter Böden wird es bei Starkregen zu erhöhtem Oberflächenabfluss

kommen. Bei Anwesenheit von porösen Materialien wie Ziegel, Tuff oder Aschen ist zumindest lokal von einer erhöhten Wasserspeicherfähigkeit auszugehen. Bei einer Erhöhung der Temperaturen und ausreichender Feuchtigkeit kann es in humusreichen Böden, wie sie beispielsweise in Haus- oder Schrebergärten vorliegen, zu einem verstärkten Abbau der organischen Substanz kommen. Erhöhen sich die Windgeschwindigkeiten, so ist bei offenen, unbewachsenen Böden vermehrter Bodenabtrag zu erwarten, besonders dann, wenn die Böden trocken und von geringer Bindigkeit sind (Blume et al., 2010a).

5.5 Anthropogene Beeinträchtigungen von Böden in Bezug auf den Klimawandel

5.5 Anthropogenic disturbances of soils with respect to climate change

Auch für die Böden stellt das „Anthropozän“ (vgl. Band 1; Crutzen und Stoermer, 2000) eine Phase tiefgreifender Veränderungen und Belastungen dar. Auch wenn der Einfluss des Menschen durch Land- und Forstwirtschaft, insbesondere durch die Kultivierung von Böden nach Rodung der natürlichen Waldbestände, seit Jahrtausenden gegeben ist (McNeill und Winiwarter, 2004, 2010), sind die Gefährdungen des Bodens seit der Industrialisierung vielfältiger und intensiver geworden, sodass seine ökologischen Leistungen deutlich eingeschränkt worden sind (Blume et al., 2010a). Gegen Ende des 20. Jahrhunderts wurde auch politisch Verantwortlichen klar, dass neben dem Schutz anderer Umweltgüter wie Wasser oder Luft auch dem Boden mehr Aufmerksamkeit zuteil werden muss.

Daher wurde auf Europäischer Ebene im Rahmen des 6. Umweltaktionsprogramms 2002 eine thematische Strategie (KOM(2002)179 endgültig, Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2002) entwickelt, zu der die damals 15 Umweltministerinnen und -minister Ratsschlussfolgerungen annahmen. In der entsprechenden Mitteilung der Kommission „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“ wurden acht Hauptgefahren für die Böden in der EU benannt: Erosion, Rückgang der organischen Substanz, Kontamination, Versiegelung, Verdichtung, Rückgang der biologischen Vielfalt im Boden, Versalzung sowie Überschwemmungen und Erdbeben (Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2002).

Ein großer Teil der thematischen Strategie Bodenschutz wurde bzw. wird umgesetzt. Der Vorschlag der Europäischen

Kommission aus dem Jahr 2006 für eine Bodenschutz-Rahmenrichtlinie konnte jedoch im Rat wiederholt keine ausreichende Mehrheit finden. Der Entwurf von 2006 wird von mehreren Staaten, darunter auch Österreich, nicht als das angemessene, zukunftsweisende Instrument gesehen. Im 7. Umweltaktionsprogramm und auf internationaler Ebene wird der Bodenschutz weiter verfolgt.

In Bezug auf den Klimawandel kommt den anthropogenen Beeinträchtigungen des Bodens eine zusätzliche Bedeutung zu. Die damit verbundenen physikalischen, chemischen und biologischen Veränderungen können die Resilienz des Bodens gegenüber dem Klimawandel maßgeblich vermindern. Der an das Klima gekoppelte Wasserhaushalt steht in engem Bezug zu physikalischen, teilweise aber auch chemischen Veränderungen des Bodens, was nachfolgend an den Gefährdungen durch Erosion und Verdichtung aufgezeigt werden soll.

5.5.1 Bodenerosion

Etwa 12 % der Gesamtfläche Europas sind durch Wasser- und Winderosion gefährdet (CEC, 2006). Schätzungen deuten darauf hin, dass als Folge des Klimawandels das Erosionsrisiko bis zum Jahr 2050 auf 80 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche Europas ansteigen wird (EEA, 2000). Davon werden jene Regionen – darunter auch Österreich – besonders betroffen sein, in welchen die Bodenerosion aktuell bereits hoch ist (EEA, 1999).

Österreichweit liegen bisher nur wenige Studien zu den Folgen des Klimawandels für den Bodenverlust durch Erosion auf landwirtschaftlich genutzten Flächen vor (Scholz et al., 2008; Klik und Eitzinger, 2010). Landwirtschaftlich genutzte Gebiete werden insgesamt vorrangig untersucht, weil das Ausmaß des Bodenabtrags dort bereits ein Problem darstellt. In den zur Verfügung stehenden Studien wurden für verschiedene Feldfrüchte und Gebiete einerseits die durch den Klimawandel zu erwartenden Effekte auf den Bodenabtrag berechnet, andererseits auch die Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen unter den Bedingungen des Klimawandels abgeschätzt. Dabei zeigte sich, dass im Allgemeinen die positive Wirkung von Erosionsschutzmaßnahmen (falls angewendet) weitaus stärker war, als die durch den Klimawandel erwarteten negativen Effekte. Während Scholz et al. (2008) allgemein geringere Erosionsraten für die Kombination aus verwendetem Klimaszenario und geänderten Inputparametern berechneten, wurden bei Klik und Eitzinger (2010), in Abhängigkeit von den verwendeten Klimaszenarien, sowohl höhere als auch niedrigere Erosionsraten berechnet. Die Ergebnisse beider Untersuchungen sind mit hohen Unsicherheiten behaftet. In Abbildung 5.5 sind die

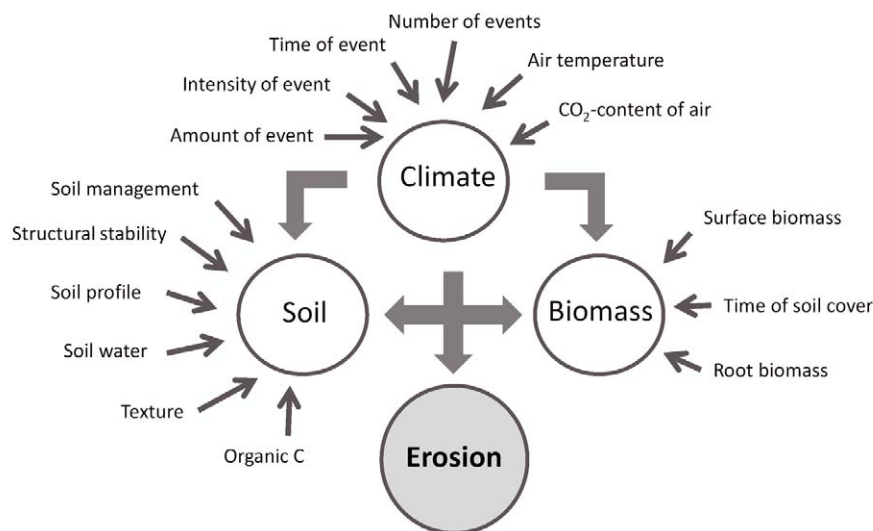


Abbildung 5.5 Generalisierte Wechselwirkungen zwischen klimarelevanten Bestimmungsfaktoren der Bodenerosion (Wind und Wasser). Erstellt von Strauss für AAR14

Figure 5.5 Generalized interactions between factors affected by climate and affecting erosion processes (wind and water). Developed by Strauss for AAR14

Wechselwirkungen zwischen den relevanten Einflussfaktoren für die Bodenerosion generalisiert dargestellt.

Aus Abbildung 5.5 wird ersichtlich, dass eine Vielzahl klimatischer Kenngrößen wie Häufigkeit und Intensität eines auftretenden Ereignisses sowie Lufttemperatur etc. die Bodenerosion direkt beeinflusst. Zusätzlich spielen diese Faktoren aber indirekt über ihren Einfluss auf den Boden und in Bezug auf die Biomasse eine wichtige Rolle. Dies gilt sowohl für Wind- als auch Wassererosion. Für eine Prognose des Ausmaßes der Bodenerosion unter den Bedingungen des Klimawandels ergibt sich eine Reihe von Schwierigkeiten: Einerseits ist aufgrund der komplexen Wechselwirkungen zwischen geänderten Umweltbedingungen und der Anpassung der landwirtschaftlichen Produktion eine Abschätzung von durch die Bedingungen des Klimawandels geänderten Parameterwerten für Erosionsmodelle schwierig. Andererseits sind die aktuell verfügbaren Informationen zur Änderung wichtiger klimatologischer Basisdaten unter den Bedingungen des Klimawandels nicht ausreichend.

So herrscht zwar derzeit Übereinstimmung darüber, dass allgemein mit einer Abnahme von Niederschlagsereignissen bei gleichzeitiger Erhöhung der Niederschlagsintensität zu rechnen sein wird (IPCC, 2007), eine für die Modellierung von Bodenerosion notwendige Quantifizierung ist bisher aber nur für Einzelauswertungen möglich, da die vorhandenen globalen Klimamodelle noch nicht in der Lage sind, etwa die erwarteten Intensitäten von Ereignisniederschlägen zu prognostizieren.

Im Folgenden werden einige internationale Studien angeführt. Basierend auf den Ergebnissen von zwei mit globalen Zirkulationsmodellen (global circulation models – GCM) erstellten Klimaszenarien berechnete Nearing (2001) mithilfe verschiedener Modelle mögliche Veränderungen der Regen-

erosivität für die USA (vgl. Band 3, Kapitel 2). Trotz unterschiedlicher Modellresultate ergaben sich für die gesamten USA bis zum Jahr 2100 signifikante Veränderungen von im Mittel 16 %, was beträchtliche Auswirkungen auf zukünftige Erosionsraten haben kann. Zhang et al. (2005) evaluierten mögliche Effekte der Klimaänderung auf die Erosivität im Einzugsgebiet des Gelben Flusses bis zum Jahr 2100. Die Berechnungen ergaben eine signifikante Zunahme der Regenerosivität in den kommenden Jahrzehnten. Außerdem waren die prozentuellen Veränderungen in der Erosivität um den Faktor 1,2–1,4 größer als jene des Niederschlages.

Laut Sauerborn et al. (1999) ist auch für Teile von Deutschland eine Zunahme der Regenerosivität zu erwarten. Verstraeten et al. (2006) analysierten eine 100-jährige Niederschlagsmessreihe für eine Station in Belgien und fanden keinen signifikanten Trend in der Erosivität. Dennoch lag der Mittelwert für den Zeitraum 1991 bis 2002 um 31 % über jenem des Zeitraums 1898 bis 1990. Studien in Italien zeigten einen negativen Trend im Jahresniederschlag, einen schwachen Trend für eine Intensitätszunahme, jedoch keinen Trend hinsichtlich einer Änderung der Regenerosivität (Brunetti et al., 2001; Buffoni et al., 1999; D’Asaro et al., 2007). Für die iberische Halbinsel ergaben Untersuchungen von De Luis et al. (2010) eine Abnahme der Erosivität unter semiariden Bedingungen, jedoch eine Zunahme in ariden und humiden Gebieten.

Pruski und Nearing (2002) simulierten für acht Standorte in den USA die Bodenerosion mit Daten aus GCM-Klimaszenarien für den Zeitraum bis 2100. Vielfältige Interaktionen zwischen den einzelnen erosionsauslösenden Faktoren zeigten einen großen Einfluss auf Oberflächenabfluss und Bodenabtrag. Direkte Auswirkungen von Zu- bzw. Abnahmen im Niederschlag auf Abfluss und Erosion waren zwar zu beobachten,

oft aber nicht dominant. Vielmehr hing die Abtragsrate von der dadurch hervorgerufenen Veränderung in der Biomasse ab. Dennoch berechneten die Autoren für Gebiete mit einer Niederschlagszunahme eine Veränderung des Abflusses zwischen -13 % und +41 % und eine Zunahme der Erosion von 15 bis 102 %. Berechnungen von Michael et al. (2005) für zwei Standorte in Sachsen ergeben eine Zunahme des Bodenabtrags im Zeitraum bis 2050, wobei mögliche Veränderungen von Bodenkennwerten sowie in der Bewirtschaftung nicht berücksichtigt wurden.

Rippel und Stumpf (2008) verglichen zwei Klimamodelle (ECHAM5 und ECHAM4) im Hinblick auf ihre Auswirkungen auf die Bodenerosion in Bayern. Bis 2050 ergaben sich mit ECHAM5 im Durchschnitt nur geringe Veränderungen beim Bodenabtrag (Abnahme um 1 %). Auf Grundlage von ECHAM4 berechneten sie für den gleichen Zeitraum einen Anstieg des Bodenabtrags auf durchschnittlich 116 % (d.h. eine Zunahme von 16 %) bei einer Spannweite von 98 bis 157 %.

Berechnungen mit Klimamodellen ergeben für das Alpenvorland zumeist geringere Niederschläge im Sommerhalbjahr (vgl. Band 1, Kapitel 4). Dies gilt vor allem für den Zeitraum von April bis Juni, jenen Zeitraum also, in welchem aufgrund der geringen Bodenbedeckung bei Frühjahrskulturen die größte Erosionsgefährdung besteht. Mithilfe eines Erosionsmodells zeigten Scholz et al. (2008) auf, dass derart veränderte Klimabedingungen zu einer Reduktion des Bodenabtrags bei Zuckerrüben führen werden. Geringere Niederschläge werden auch geringere Oberflächenabflüsse zur Folge haben, allerdings besteht hier eine Unsicherheit bei der Veränderung von Starkniederschlägen, die regional zunehmen und damit die Erosionsgefahr wieder ansteigen lassen könnten (vgl. Band 1, Kapitel 4). Eine Simulationsstudie für Mistelbach in Niederösterreich ergab, dass sich der Abfluss, je nach verwendetem Klimamodell, zwischen 8 und 60 % verringert (Klik und Eitzinger, 2010). Der Bodenabtrag kann hingegen je nach Modell und Emissionsszenario um bis zu 55 % sinken oder um bis zu 56 % ansteigen. Maßnahmen zur Verringerung der Bodenerosion im Bereich der Landwirtschaft sind im Band 3, Kapitel 2 angeführt.

Nicht explizit in Abbildung 5.5 angeführt sind die Änderungen der Faktoren Boden und Biomasse durch geänderte menschliche Aktivitäten wie den Anbau neuer Sorten oder neuer Arten von Feldfrüchten, aber auch durch mögliche Änderungen im Anbauzeitpunkt, die mit einem früheren Beginn der Vegetationsperiode zu erwarten sind.

Aktuell tritt Winderosion räumlich sehr begrenzt in einigen Gebieten Ostösterreichs auf (Strauss und Klaghofer, 2006). Begünstigt wird diese einerseits durch die höheren mittleren

Windgeschwindigkeiten, andererseits durch das Vorkommen von sandreichen Böden sowie Böden mit einem hohen Anteil an organischer Substanz (Schwarzerden). Organisches Material ist in trockenem Zustand sehr leicht und kann deswegen auch leicht durch Wind transportiert werden. Durch höhere Jahresdurchschnittstemperaturen werden die Wassergehalte der Böden geringer. Im Zusammenwirken mit den geringen Speicherfähigkeiten sandiger Böden sollte dies als logische Konsequenz zu höheren Winderosionsraten führen. Die Wechselwirkung zwischen tatsächlichen Effekten und geänderten Klimabedingungen wurden für das Phänomen Winderosion bisher in Österreich nicht untersucht (vgl. Band 2, Kapitel 4).

In gebirgigen Regionen spielt auch die Erosion durch flachgründige Lockermaterialrutschungen und Schneeschurf flächenmäßig eine gewisse Rolle (vgl. Band 2, Kapitel 4; Tasser et al., 2004; Wiegand und Geitner, 2012, 2013). Für diese Formen des flachgründigen Abtrags, vor allem auf Wiesenflächen, wird in vielen Fällen die Aufgabe der Nutzung verantwortlich gemacht, wobei auch der Klimawandel durch aktuelle Studien in der Schweiz (Meusburger und Alewell, 2008) als Verursacher diskutiert wird. Um die komplexen Prozesse dieser Abtragsformen noch besser zu verstehen und somit mehr Sicherheit für die Abschätzung zukünftiger Entwicklungen zu bekommen, braucht es weitere Detailstudien mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung und ein solides Monitoring ausgewählter Flächen (Wiegand et al., 2013; Flöck et al., 2013; EROSTAB, 2013a; EROSTAB, 2013b).

5.5.2 Bodenverdichtung

Durch die Nutzung von Böden kommt es häufig zu Bodenverdichtungen. In der Land- und Forstwirtschaft, aber auch im Zuge der Errichtung von Bauten (z. B. Pipelines, Stromleitungen) trägt der Einsatz schwerer Maschinen wesentlich zu dieser bei (Hamza und Anderson, 2005; Batey, 2009). Besonders in intensiven landwirtschaftlichen Systemen mit häufigem Maschineneinsatz und kurzem Fruchtwechsel kann dies zu teils irreversiblen Schäden an der Bodenstruktur, vor allem im Unterboden, führen (Murer et al., 2012). Im Grünland entstehen Bodenverdichtungen durch intensive Beweidung. Bodenverdichtung resultiert in Veränderungen des Bodengefüges mit einem Verlust an Porenraum. Hiervon sind insbesondere die Grobporen betroffen, die für Wasserinfiltration und Dränung, aber auch für den Gasaustausch verantwortlich sind. Bei einer Zunahme von Extremereignissen würde das Niederschlagswasser häufiger und vermehrt oberflächlich abfließen und somit das Hochwasser- und Erosionsrisiko erhöhen. Zugleich ist das Porensystem ein wichtiger Lebensraum für Bodenmi-

kröorganismen und Bodentiere, welche für die Umsetzung von organischer Substanz und damit für die Bereitstellung von Pflanzennährstoffen verantwortlich sind. Bodenverdichtung führt daher zu einem Verlust an Funktionalität von Nährstoffkreisläufen und in der Wasser- und Luftversorgung von Pflanzen und Bodenorganismen (Blume et al., 2010a; Brandstetter und Wenzel, 1997). Die Pflanzen reagieren auf den höheren Bodenwiderstand mit verstärkter Produktion von Mucigel (Schleimschicht auf der Wurzeloberfläche), um den Eindringwiderstand zu verringern (Somasundaram et al., 2009; Iijima et al., 2000). Dafür ist ein höherer Energieaufwand erforderlich, welcher letztendlich zu einer geringeren Effizienz der Biomasseproduktion führt.

Die Reduktion der Poren und der Porenkontinuität hat u. a. auch Auswirkungen auf das Redoxpotential, da es zu Sauerstoffmangel, insbesondere nach Niederschlagsereignissen, kommen kann. Dies führt zur Reduktion von Eisen und Mangan und kann zu toxischen Konzentrationen dieser und anderer redox-sensitiver Elemente führen. Bei Sauerstoffmangel ist auch die Umsetzung organischer Substanzen, z. B. von Ernterückständen, gehemmt, da es anstelle des oxidativen Abbaus zu Verwesungsprozessen mit teils pflanzentoxischen Wirkungen kommt (Blume et al., 2010a). Bei stark reduktiven Bedingungen kommt es zur Produktion und Ausgasung von Methan, einem Treibhausgas mit etwa 25-facher Wirkung im Vergleich zu CO_2 .

Eine weitere Folge der mangelnden Belüftung durch Bodenverdichtung ist die mikrobielle Bildung von N_2O aus anderen Stickstoffverbindungen. Dies führt nicht nur zu Stickstoffverlusten, insbesondere aus Düngemitteln, sondern verstärkt wiederum den Treibhauseffekt, da N_2O ungefähr die 300-fache Wirkung von CO_2 entfaltet (Teepe et al., 2004).

Bodenverdichtung führt somit zu einer Zunahme der Erosion und Verlusten an Bodenfruchtbarkeit. Eine verringerte Effizienz landwirtschaftlicher Produktion kann zu einer Ausweitung landwirtschaftlicher Flächen und/oder zu einem höheren Ressourceneinsatz führen. Generell wird mit der Verdichtung die Vulnerabilität der Böden gegenüber dem Klimawandel deutlich erhöht, und sie führt zu einer verstärkten Produktion von Treibhausgasen.

5.6 Auswirkungen des Klimawandels auf die Ökosystemleistungen der Pedosphäre

5.6 Consequences of climate change for ecosystem services of the pedosphere

Das Konzept der Ökosystemleistungen (vgl. Band 2, Kapitel 1) schließt den Boden als wesentlichen Bestandteil von Ökosystemen mit ein. Da die entsprechenden Leistungen aber in der Regel vom gesamten Ökosystem erbracht werden, stellt die isolierte Betrachtung des Bodens eine fragwürdige Reduktion dar. Zudem sind die durch den Klimawandel bedingten Veränderungen im Boden so stark vom Bodentyp und seiner standörtlichen Einbindung abhängig, dass in Bezug auf die Ökosystemleistungen nur sehr allgemeine Aussagen möglich sind.

5.6.1 Unterstützende Ökosystemleistungen (Supporting Services)

Während die anderen drei Kategorien den Menschen direkt beeinflussen, werden unter den unterstützenden Dienstleistungen jene Prozesse zusammengefasst, welche die anderen Dienstleistungen aufrechterhalten. Solche Prozesse sind zum Beispiel Nährstoffkreislauf, Bodenbildung, Primärproduktion etc. Der Boden ist an diesen Prozessen maßgeblich beteiligt. Auswirkungen des Klimawandels auf diese Leistungen sind daher zu erwarten, müssen aber sowohl zeitlich und räumlich als auch hinsichtlich der beteiligten Teilprozesse stark differenziert werden, sodass keine allgemeinen Tendenzen angegeben werden können.

Die aktuelle Diskussion geht dahin, die Kategorie der unterstützenden Dienste nicht gesondert zu berücksichtigen, weil diese zum einen eher im Bereich der Ökosystemprozesse und weniger bei den Leistungen anzusiedeln sind, zum anderen käme es bei ihrer Bewertung leicht zu Doppelzählungen. Vor dem Hintergrund einer eindeutigen Messbarkeit hat sich nach Boyd und Banzhaf (2007) die Idee der finalen Ökosystemleistungen – FÖL entwickelt (vgl. Band 2, Kapitel 1), die beispielsweise auch in der Studie „Ökosystemleistungen und Landwirtschaft“ (Götzl et al., 2011) Anwendung findet.

5.6.2 Bereitstellende Ökosystemleistungen (Provisioning Services)

Der Mensch nutzt eine Vielfalt von Kulturpflanzen für unterschiedliche Zwecke (Ernährung, Energie etc.), schafft In-

Infrastruktur für seine Lebensbedürfnisse wie etwa Siedlungen oder Verkehrswege und bezieht Rohstoffe aus dem Boden. Somit stellen die Böden Leistungen als Produktionsgrundlage, Standort und als Quelle von Ressourcen für den Menschen zur Verfügung.

Neben der direkten Einflussnahme des menschlichen Handelns (Flächenverbrauch durch Bebauung, Veränderung des Wasserhaushaltes durch Drainagierung etc.) werden die Dienstleistungen des Bodens auch durch die Veränderung des Klimas beeinflusst. Dies betrifft in Hinblick auf die bereitstellenden Dienstleistungen vor allem seine natürliche Ertragsfähigkeit. Steigende Temperaturen führen zu einem Anstieg der potentiellen Verdunstung. Verringern sich gleichzeitig die Niederschlagsmengen, kann dadurch die Ertragsfähigkeit der Böden negativ beeinflusst werden. Eine erhöhte CO₂-Konzentration in der Atmosphäre wirkt auf das Pflanzenwachstum (Steigerung der Photosyntheseleistung), wodurch sich die Wasser- und Nährstoffansprüche gegenüber dem Boden verschieben können. Erhöhte Temperaturen beeinflussen darüber hinaus den Auf- und Abbau der organischen Substanz, die für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit unerlässlich ist.

5.6.3 Selbstregulierende Ökosystemleistungen (Regulating Services)

Böden stellen Regelungsmechanismen zur Verfügung, die mit dazu beitragen, dass die Menschen in einer stabilen, gesunden und resilienten Umwelt leben können. So hat der Boden das Vermögen, Wasser zwischenspeichern und dadurch das Risiko von Hochwasserereignissen zu reduzieren, Stoffe zu adsorbieren und das Grundwasser vor dem Eintrag schädlicher Substanzen zu schützen, organisches Material zu zersetzen und den Organismen als Nährstoffe wieder zur Verfügung zu stellen, durch biologische Prozesse gefährliche chemische Verbindungen in ungefährliche zu überführen und die Ausbreitung von schädlichen Krankheitsüberträgern zu kontrollieren. Außerdem stellt er einen wesentlichen Speicher für viele atmosphärische Bestandteile dar.

Während das Klima über Niederschlagsmenge und -intensität einen direkten Einfluss auf das Abflussgeschehen eines Standortes ausübt, bewirken klimabedingte Veränderungen des Wasser- oder Wärmehaushalts des Bodens eine Veränderung des Bodenlebens (Aktivität, Biomasse und Zusammensetzung) und dadurch der biologischen Prozesse. Bei anaeroben Verhältnissen infolge einer ständigen Wassersättigung des Bodens verringert sich die mikrobielle Aktivität, wodurch die Zersetzung sowie die Stofftransformation herabgesetzt werden. Eine Erhöhung der Bodentemperatur bewirkt eine

Zunahme der biologischen Aktivität und damit eine erhöhte Umsetzung der organischen Substanz, was zu einem Verlust an organischem Kohlenstoff führt. Da der Humus im Boden an allen regulierenden Prozessen maßgeblich beteiligt ist, sind seine Veränderungen hinsichtlich der entsprechenden Dienstleistungen relevant.

5.6.4 Kulturelle Leistungen (Cultural Services)

Der Boden als Teil der Landschaft war und ist in vielen Kulturen Quelle ästhetischer und spiritueller Bereicherung. In modernen Gesellschaften existiert meist weder der unmittelbare Bezug zum Boden noch ein Bewusstsein über seine Bedeutung. Trotzdem spielen die kulturellen Dienstleistungen hinsichtlich der Erholung und der Attraktivität des Landschaftsbildes heute eine gewisse Rolle. Der Einfluss des Klimawandels auf diese Dienstleistungskategorie hat jedoch eine geringere Bedeutung, da eine beständige naturnahe Landschaft nicht einer sich verändernden naturnahen Landschaft überzuordnen ist. Ein ästhetischer Wert wird vielmehr durch bestimmte menschliche Überprägungen (z. B. durch Intensivlandwirtschaft, Versiegelung, Verbauung) vermindert.

Da Böden aufgrund ihrer komplexen Systemeigenschaften und ihrer ausgeprägten räumlich-zeitlichen Differenzierung für die Forschung weiterhin eine große Herausforderung darstellen werden, kann in diesem Zusammenhang ihr kultureller Beitrag im Sinne ökologischer und mensch-umwelt-bezogener Erkenntnis betont werden.

5.7 Forschungsbedarf

5.7 Research needs

Böden reagieren in vielfacher Weise auf Klimaänderungen, doch zahlreiche Fragen sind noch ungelöst. Diese betreffen einerseits Details im Prozessverständnis, andererseits die zeitliche und räumliche Differenzierung. In jedem Fall sollte die Forschung eine langfristige Erfassung der Bodenveränderungen forcieren, da derzeit nicht abzusehen ist, ob und bei welchen Prozessen im Boden selbstverstärkende Entwicklungen in Gang gesetzt werden oder ob und in welcher Zeit das System wieder einen gewissen Gleichgewichtszustand erreicht. Zur Klärung dieser Fragen sind Langzeitbeobachtungen in der Dimension von zehn Jahren und mehr unabdingbar. Daher müssen bestehende Langzeit-Monitoring Standorte sowie Dauerfeldversuche, die zur Klärung aktueller Fragestellungen herangezogen werden können, erhalten sowie Probenentnahmen und -analysen finanziert werden. Für die notwendigen,

teilweise auch stark interdisziplinär auszurichtenden Studien sollten folgende allgemeine Kernfragen leitend sein:

- Wo liegen die Grenzwerte klimatischer Veränderungen für die Reaktion bestimmter Bodenprozesse?
- Was bedeutet dies langfristig für die Merkmale, Eigenschaften und Funktionen von Böden?
- Bei welchen Prozessen werden selbstverstärkende Entwicklungen ausgelöst, und welche Prozesse pendeln sich auf einem neuen, weitgehend stabilen Gleichgewichtszustand wieder ein?
- Gibt es kritische Punkte, bei deren Erreichen das System in einen neuen Zustand zu kippen beginnt?
- Welche Prozesse in Böden wirken sich ihrerseits auf den Klimawandel aus?
- Welche räumliche, zeitliche und inhaltliche Differenzierung muss in den Klima- und Bodendaten gegeben sein, um verlässliche Aussagen treffen zu können?
- Ab welchem Ausmaß der Veränderungen sind die Ökosystemleistungen von Böden maßgeblich gefährdet?
- Mit welchen Maßnahmen kann man die Resilienz der Böden fördern, bzw. wodurch können die erwünschten Ökosystemleistungen trotz klimatisch bedingter Veränderungen auf etwa gleichem Niveau erhalten werden?

Neben diesen grundsätzlichen Fragen soll der Forschungsbedarf bezüglich folgender Zusammenhänge – in der Reihenfolge des vorliegenden Kapitels – hervorgehoben werden:

- Von einem veränderten Wasserhaushalt der Böden durch den Klimawandel werden einige Schlüsselprozesse betroffen sein, die im Detail zu untersuchen sind. Dazu gehören auch Untersuchungen zur Schadstoffmobilisierung im System Boden-Gewässer.
- Über die Veränderungen physikalischer und chemischer Prozesse im Boden durch den Klimawandel ist zu wenig bekannt, z. B. in Bezug auf die Textur, auf die Umwandlung primärer in sekundäre Minerale oder die Kationenaustauschkapazität.
- In Bezug auf die Bodenlebewelt ist die Erforschung der Wechselwirkungen von verschiedenen Klimaelementen (Temperatur, Niederschlag, erhöhte CO₂-Konzentration in der Atmosphäre etc.) in Freilandmanipulationsexperimenten notwendig. Dabei geht es einerseits um die Beeinträchtigung der Bodenbiodiversität und bestimmter Schlüsselorganismen, andererseits müssen mikrobielle Umsatzleistungen, die dem Erhalt der Bodenfunktionen dienen, analysiert werden.

- An der Schnittstelle physikalisch-chemischer und biologischer Prozesse sind komplexe Veränderungen durch den Klimawandel wahrscheinlich, so z. B. bei der Bildung und Stabilität von Aggregaten; diese Prozesse finden bisher zu wenig Beachtung.
- In Bezug auf den Kohlenstoffhaushalt sind für verlässlichere Abschätzungen der Auswirkung des Klimawandels folgende Themenkomplexe weiter zu untersuchen, wobei die Durchführung von Bodenanalysen und -experimenten bzw. die Weiterführung von Langzeitversuchen unerlässlich sind: Die Entwicklung der Bodenkohlenstoffvorräte in unterschiedlichen klimatischen Regionen und unter Berücksichtigung der Bewirtschaftungsweise und der Nutzungshistorie, die Analyse der Faktoren, die auf die Stabilität der Humuskomplexe unter unterschiedlichen Nutzungs-, Bewirtschaftungs- und Klimabedingungen den größten Einfluss haben, die Rolle des Unterbodens im Hinblick auf die Kohlenstoffspeicherung, die Erstellung von biogeochemischen Kohlenstoffbilanzen für gut untersuchte Standorte unter verschiedenen Formen der Landnutzung und deren Änderung. Auch die Auswirkungen intensiver Nutzung von Waldböden auf deren Kohlenstoffhaushalt sind noch nicht ausreichend untersucht.
- In Bezug auf den Stickstoffhaushalt sowie die Dynamik weiterer Nährstoffe (z. B. Phosphor) stellt sich die Frage, ob eine Steigerung der Effizienz unter den Bedingungen des Klimawandels möglich ist. Eine solche Steigerung ist jedoch zur Erhaltung der Ernährungssicherheit bei gleichzeitig vermehrten Ansprüchen an Böden (Stichwort: Bioenergie) dringend notwendig.
- In Bezug auf Acker, Grünland und Wald stellt sich die Frage, wie Klimawandel und mögliche Landnutzungsänderungen zusammenwirken.
- In Bezug auf das Grünland sind der Vorrat an organischem Kohlenstoff im Unterboden und die Größe und Dynamik einzelner Kohlenstoffpools (insbesondere Wurzel- und Stoppelmasse) zu untersuchen, ebenso die Auswirkungen einer Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung und einer Bewirtschaftungsaufgabe auf Größe und Dynamik einzelner Kohlenstoffpools. Dabei sind die jeweiligen Landschaftsräume, Höhenstufen, Boden- und Vegetationstypen zu differenzieren.
- Bei Waldökosystemen zeigen sich besondere Anfälligkeiten gegenüber Störungen, deren Ausmaß unter den Bedingungen des Klimawandels noch nicht abgeschätzt werden kann. Besonderer Forschungsbedarf besteht hinsichtlich Rückkopplungseffekten von klimabedingten

Einflüssen auf biogeochemische Prozesse und Kreisläufe im Waldökosystem. Die Interaktionen zwischen Dynamik/Änderung der Vegetationsdecke, deren Erholung nach Störungen und Bodenprozessen können nur in langfristig angelegten interdisziplinären Projekten untersucht werden. Auch wie eine steigende Waldgrenze sich auf die Böden auswirkt, ist noch nicht ausreichend bekannt.

- Bezüglich der Retentionskapazität der Wälder stellt sich die Frage nach relevanten Schwellenwerten, möglichen Kippeffekten und kritischen Systemzustände (z. B. hydrophobe Effekte nach Austrocknung, hohe Vorbefeuchtung) und wie sich die Reaktionsmuster von verschiedenen Bestandestypen bzw. in verschiedenen Regionen Österreichs ändern.
- Gebirgsböden, insbesondere oberhalb der Waldgrenze, sind bisher sehr wenig untersucht. Aufgrund der kleinräumigen Differenzierung sind umfangreiche Studien nötig, um mögliche Auswirkungen des Klimawandels abschätzen zu können. Im Übergangsbereich zwischen alpiner und nivaler Höhenstufe besteht ein noch größeres Wissensdefizit.
- In Bezug auf die möglichen Veränderungen von Stadtböden durch Klimaänderungen liegen in Österreich keine Untersuchungen vor. Mit Expositionsversuchen könnten entsprechende Ergebnisse hinsichtlich der Besonderheiten von Stadtböden (oft kein natürlicher Bodenaufbau, hohes Maß an Heterogenität) erzielt werden.
- Es sollte untersucht werden, wie weit die Resilienz von Böden gegenüber dem Klimawandel durch anthropogene Belastungen eingeschränkt wird. Weiters muss geklärt werden, wie sich die Klimaänderung auf die Bodenerosion auswirken kann. Flachgründige Erosionsprozesse an Grashängen im Gebirge sollten in Detailstudien mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung und durch ein Monitoring ausgewählter Flächen weiter untersucht werden.
- In Bezug auf die Ökosystemleistungen des Bodens sollten bestehende Ansätze zur Bodenfunktionsbewertung in Hinblick auf den Klimawandel erweitert werden.
- Bei allen genannten Forschungsfragen muss dem Thema der Übertragbarkeit von punktuellen Ergebnissen auf die Fläche besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Je umfassender wir das System Boden in der Zukunft verstehen werden, desto besser können bodengestützte Strategien zur Emissionsminderung und zur Anpassung an den Klimawandel ausgerichtet werden. In Band 3, Kapitel 2 des vorliegenden Reports werden solche Erfordernisse, die jeweils auch

einen Bezug zum Boden haben, in Bezug auf Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft, Gewässer- wie Naturschutz, natürliche Ökosysteme und Biodiversität konkretisiert.

5.8 Literaturverzeichnis

5.8 References

- Anderl, M., Freudenschuß, A., Friedrich, A., Göttlicher, S., Köther, T., Kriech, M., Kuschel, V., Lampert, C., Pazdernik, K., Poupa, S., Purzner, M., Stranner, G., Schwaiger, E., Seuss, K., Weiss, P., Wieser, M., Zechmeister, A., Zethner, G., 2011. Austria's National Inventory Report 2011. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (REP-0308). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Anderl, M., Freudenschuß, A., Friedrich, A., Haider, S., Jobstmann, H., Köther, T., Kriech, M., Kuschel, V., Lampert, C., Pazdernik, K., Poupa, S., Purzner, M., Sporer, M., Schodl, B., Stranner, G., Schwaiger, E., Seuss, K., Weiss, P., Wieser, M., Zechmeister, A., Zethner, G., 2012. Austria's National Inventory Report 2012. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (REP-0381). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Anderl, M., Freudenschuß, A., Friedrich, A., Haider, S., Jobstmann, H., Köther, T., Kriech, M., Lampert, C., Pazdernik, K., Poupa, S., Schindlbacher, S., Stranner, G., Schwaiger, E., Seuss, K., Weiss, P., Wieser, M., Zechmeister, A., Zethner, G., 2013. Austria's National Inventory Report 2013. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol (REP-0416). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- ATV-DVWK, 2002. Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden, ATV-DVWK-Regelwerk. Ges. zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, Deutschland.
- Bachmann, J., Guggenberger, G., Baumgartl, T., Ellerbrock, R.H., Urbanek, E., Goebel, M.-O., Kaiser, K., Horn, R., Fischer, W.R., 2008. Physical carbon-sequestration mechanisms under special consideration of soil wettability. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 14–26. doi:10.1002/jpln.200700054
- Bahn, M., Janssens, I.A., Reichstein, M., Smith, P., Trumbore, S.E., 2010. Soil respiration across scales: towards an integration of patterns and processes. *New Phytologist* 186, 292–296. doi:10.1111/j.1469-8137.2010.03237.x
- Bahn, M., Rodeghiero, M., Anderson-Dunn, M., Dore, S., Gimeno, C., Drosler, M., Williams, M., Ammann, C., Berninger, F., Flechard, C., Jones, S., Balzarolo, M., Kumar, S., Newesely, C., Priwitzer, T., Raschi, A., Siegwolf, R., Susiluoto, S., Tenhunen, J., Wohlfahrt, G., Cernusca, A., 2008. Soil Respiration in European Grasslands in Relation to Climate and Assimilate Supply. *Ecosystems* 11, 1352–1367. doi:10.1007/s10021-008-9198-0
- Bahn, M., Schmitt, M., Siegwolf, R., Richter, A., Brüggemann, N., 2009. Does photosynthesis affect grassland soil-respired CO₂ and its carbon isotope composition on a diurnal timescale? *New Phytologist* 182, 451–460. doi:10.1111/j.1469-8137.2008.02755.x
- Batey, T., 2009. Soil compaction and soil management – a review. *Soil Use and Management* 25, 335–345. doi:10.1111/j.1475-2743.2009.00236.x
- Beniston, M., 2006. Climatic change in the Alps: perspectives and impacts. Wengen, Switzerland.

- BFW, 2011. Waldinventur 2007/2009. BFW (Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft).
- BFW, 2012. Digitale Bodenkarte von Österreich eBOD [WWW Document]. eBod. URL <http://bfw.ac.at/rz/bfwcms2.web?dok=7066>
- Bijay-Singh, 2011. The Nitrogen Cycle: Implications for Management, Soil Health, and Climate Change, in: Singh, B.P., Cowie, A.L., Chan, K.Y. (Eds.), *Soil Health and Climate Change*, Soil Biology. Springer, Berlin Heidelberg, Germany, pp. 107–129.
- Blum, W.E.H., 2007. *Bodenkunde in Stichworten*. Gebr.-Borntraeger-Verl.-Buchhandl., Berlin, Deutschland.
- Blume, H.-P., Horn, R., Thiele-Bruhn, S. (Eds.), 2010a. *Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und Bodenbelastung. Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen*, 4., überarb. Aufl., Ecomed Biowissenschaften. Wiley-VCH, Weinheim, Deutschland.
- Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K., Thiele-Bruhn, S., Welp, G., Wilke, B.-M., Scheffer, F., Schachtschabel, P., 2010b. *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Deutschland.
- BMLFUW, 2006. *Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft* (6. Auflage). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- BMLFUW, 2007. *Hydrologischer Atlas Österreichs. 3. Lieferung*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- BMLFUW, 2008. *Forschungsbedarf zu Bodengefährdung und Wasserhaushalt, Workshop „Boden und Wasser“*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- BMLFUW, 2011. *Grüner Bericht 2011. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft*. Grüner Bericht gemäß §9 des Landwirtschaftsgesetzes BGBl. Nr. 375/1992. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- BMLFUW, 2012. *Die österreichische Strategie zur Anpassung an den Klimawandel. Teil 1 – Kontext. Vorlage zur Annahme im Ministerrat*. BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft), Wien, Österreich.
- BMLFUW, 2013. *Bodenfunktionsbewertung: Methodische Umsetzung der ÖNORM L 1076*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien Österreich.
- BMU, 2007. *Climate Change in the Alps. Facts - Impacts - Adaptation*. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (BMU), Berlin, Germany.
- Böhm, R., 2010. *Harte und weiche Fakten zum Klimawandel*, in: BLMFUW, OWAV (Eds.), *Auswirkungen des Klimawandels auf die Österreichische Wasserwirtschaft*, Tagungspublikation 24./25. Juni 2010, BOKU, Wien, Österreich, pp. 53–70.
- Bohner, A., 2012. *Grassland soils – properties and functions*. *Local land & soil news* 42/43, 7–9.
- Bohner, A., Herndl, M., 2011. *Einfluss einer Nutzungsintensivierung auf Wurzelmasse und Wurzelverteilung im Grünlandboden.*, in: 1. Tagung der Österreichischen Gesellschaft für Wurzelforschung., LFZ Raumberg-Gumpenstein Österreich, pp. 35–44.
- Bohner, A., Huemer, C., Schaumberger, J., Liebhard, P., 2012. *Einfluss der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und des Reliefs auf den Nährstoffgehalt im Oberboden mit besonderer Berücksichtigung des Phosphors*, in: 3. Umweltökologisches Symposium, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Raumberg-Gumpenstein, Österreich, pp. 91–100.
- Bork, H.-R., Schmidtchen, G., Dotterweich, M., 2003. *Bodenbildung, Bodenerosion und Reliefentwicklung im Mittel- und Jungholozän Deutschlands*. *Forschungen zur Deutschen Landeskunde* 253, Deutsche Akademie für Landeskunde, Flensburg, Deutschland.
- Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. *What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units*. *Ecological Economics* 63, 616–626. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.01.002
- Brandstetter, A., Wenzel, W., 1997. *Bodengefüge*, in: Blum, W.E.H., Klaghofer, E., Köchl, A., Ruckebauer, P. (Eds.), *Bodenschutz in Österreich*. Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, Österreich, pp. 46–54.
- Brunetti, M., Colacino, M., Maugeri, M., Nanni, T., 2001. *Trends in the daily intensity of precipitation in Italy from 1951 to 1996*. *International Journal of Climatology* 21, 299–316. doi:10.1002/joc.613
- Buffoni, L., Maugeri, M., Nanni, T., 1999. *Precipitation in Italy from 1833 to 1996*. *Theoretical and Applied Climatology* 63, 33–40. doi:10.1007/s007040050089
- Bunning, S., Jiménez, J.J., 2003. *Indicators and Assessment of Soil Biodiversity/Soil Ecosystem Functioning for Farmers and Governments*. Paper presented at the OECD Expert Meeting on indicators of Soil Erosion and Soil Biodiversity, 25–28 March 2003, Rome, Italy.
- Bunza, G., 1996. *Abfluss- und Abtragsprozesse in Wildbacheinzugsgebieten: Grundlagen zum integralen Wildbachschutz*, Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München, Deutschland.
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E.M., Dannenmann, M., Kiese, R., Zechmeister-Boltenstern, S., 2013. *Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls?* *Phil. Trans. R. Soc. B* 368. doi:10.1098/rstb.2013.0122
- Cannone, N., Sgorbati, S., Guglielmin, M., 2007. *Unexpected impacts of climate change on alpine vegetation*. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 360–364. doi:10.1890/1540-9295(2007)5[360:UIOCCO]2.0.CO;2
- CEC (Commission of the European Communities), 2006. *Thematic Strategy for Soil Protection (Final communication No. COM(2006)231 final)*, Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee, and the Committees of the Region. Commission of the European Communities (CEC), Brussels, Belgium.
- CEC (Commission of the European Communities), 2010. *Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC (Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC)*. Commission of the European Communities (CEC), Brussels, Belgium.
- Chen, W., Wolf, B., Zheng, X., Yao, Z., Butterbach-Bahl, K., Brüggemann, N., Liu, C., Han, S., Han, X., 2011. *Annual methane uptake by temperate semiarid steppes as regulated by stocking*

- rates, above ground plant biomass and topsoil air permeability. *Global Change Biology* 17, 2803–2816. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02444.x
- Chmielewski, F.M., 2007. Folgen des Klimawandels für die Land- und Forstwirtschaft. In: Endlicher, W.; Gerstengarbe, F.W. (Hrsg.): *Der Klimawandel – Einblicke, Rückblicke und Ausblicke*. Eigenverlag, Potsdam, Deutschland.
- Cosandey, C., Andréassian, V., Martin, C., Didon-Lescot, J.F., Lavabre, J., Folton, N., Mathys, N., Richard, D., 2005. The hydrological impact of the Mediterranean forest: a review of French research. *Journal of Hydrology* 301, 235–249. doi:10.1016/j.jhydrol.2004.06.040
- Crutzen, P.J., Stoermer, E.F., 2000. The „Anthropocene“. *Global Change Newsletter* 41, 17–18.
- D’Asaro, F., D’Agostino, L., Bagarello, V., 2007. Assessing changes in rainfall erosivity in Sicily during the twentieth century. *Hydrological Processes* 21, 2862–2871. doi:10.1002/hyp.6502
- Dawson, T.P., Berry, P.M., Kampa, E., 2003. Climate change impacts on freshwater wetland habitats. *Journal for Nature Conservation* 11, 25–30. doi:10.1078/1617-1381-00031
- De Luis, M., González-Hidalgo, J.C., Longares, L.A., 2010. Is rainfall erosivity increasing in the Mediterranean Iberian Peninsula? *Land Degradation & Development* 21, 139–144. doi:10.1002/ldr.918
- De Vries, W., Solberg, S., Dobbertin, M., Sterba, H., Laubhann, D., van Oijen, M., Evans, C., Gundersen, P., Kros, J., Wamelink, G.W.W., Reinds, G.J., Sutton, M.A., 2009. The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and heathlands. *Forest Ecology and Management* 258, 1814–1823. doi:10.1016/j.foreco.2009.02.034
- Dersch, G., 1994. Stickstoffdüngerwirkung bei unterschiedlicher Wasserversorgung. *Blick ins Land* 2, 20–21.
- Dersch, G., 2007. Qualitätsdüngung bei Weizen: Auf Witterungssituation Rücksicht nehmen. *Der Pflanzenarzt* 5, 24–25.
- Dersch, G., Böhm, K., 2001. Effects of agronomic practices on the soil carbon storage potential in arable farming in Austria. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 49–55. doi:10.1023/A:1012607112247
- Diaz, H.F., Grosjean, M., Graumlich, L., 2003. Climate variability and change in high elevation regions: past, present and future. *Climatic Change* 59, 1–4. doi:10.1023/A:1024416227887
- Diepenbrock, W., Ellmer, F., Léon, J., 2009. *Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung*. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), Deutschland.
- Djukic, I., 2011. *Climate Change Impacts on Soils of the Austrian Limestone Alps* (Dissertation). Universität für Bodenkultur, Institut für Bodenforschung, Wien, Österreich.
- Djukic, I., Zehetner, F., Tatzber, M., Gerzabek, M.H., 2010. Soil organic-matter stocks and characteristics along an Alpine elevation gradient. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 173, 30–38. doi:10.1002/jpln.200900027
- Djukic, I., Zehetner, F., Watzinger, A., Horacek, M., Gerzabek, M.H., 2013. In situ carbon turnover dynamics and the role of soil microorganisms therein: a climate warming study in an Alpine ecosystem. *FEMS Microbiol. Ecol.* 83, 112–124. doi:10.1111/j.1574-6941.2012.01449.x
- Don, A., Bärwolff, M., Kalbitz, K., Andruschkewitsch, R., Jungkunst, H.F., Schulze, E.-D., 2012. No rapid soil carbon loss after a windthrow event in the High Tatra. *Forest Ecology and Management* 276, 239–246. doi:10.1016/j.foreco.2012.04.010
- Duboc, O., Zehetner, F., Djukic, I., Tatzber, M., Berger, T.W., Gerzabek, M.H., 2012. Decomposition of European beech and Black pine foliar litter along an Alpine elevation gradient: Mass loss and molecular characteristics. *Geoderma* 189–190, 522–531. doi:10.1016/j.geoderma.2012.06.018
- EEA, 1999. *Environment in the European Union at the Turn of the Century*. EEA (European Environment Agency), Copenhagen, Denmark.
- EEA, 2000. *Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe - A challenge for the 21st century* — European Environment Agency (EEA) (Environmental Issue Report No. 16). EEA, Copenhagen, Denmark.
- EEA, 2009. *Regional climate change and adaptation — The Alps facing the challenge of changing water resources* (EEA Report No. 8). European Environment Agency (EEA), Copenhagen, Denmark.
- EEA, OPOCE, 2009. *Water resources across Europe — confronting water scarcity and drought* (EEA Report No. 2). European Environment Agency (EEA), Office for Official Publications of the European Communities (OPOCE), Copenhagen, Denmark.
- Egli, M., Mirabella, A., Sartori, G., Zanelli, R., Bischof, S., 2006. Effect of north and south exposure on weathering rates and clay mineral formation in Alpine soils. *CATENA* 67, 155–174. doi:10.1016/j.catena.2006.02.010
- Egli, M., Sartori, G., Mirabella, A., Favilli, F., Giaccai, D., Delbos, E., 2009. Effect of north and south exposure on organic matter in high Alpine soils. *Geoderma* 149, 124–136. doi:10.1016/j.geoderma.2008.11.027
- Eitzinger, J., Kersebaum, K.C., Formayer, H., 2009. *Landwirtschaft im Klimawandel: Auswirkungen und Anpassungsstrategien für die Land- und Forstwirtschaft in Mitteleuropa*. Agrimedia, Clenze, Germany.
- Ekschmitt, K., Kandeler, E., Poll, C., Brune, A., Buscot, F., Friedrich, M., Gleixner, G., Hartmann, A., Kästner, M., Marhan, S., Miltnner, A., Scheu, S., Wolters, V., 2008. Soil-carbon preservation through habitat constraints and biological limitations on decomposer activity. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 27–35. doi:10.1002/jpln.200700051
- Englisch, M., Kilian, W., Starlinger, F., 2001a. *Forstliche Standortkartierung in Österreich*. *Mitteilungen der Bodenkundlichen Gesellschaft* 62, 3–38.
- Englisch, M., Kilian, W., Starlinger, F., 2001b. *Bodenaufnahmesysteme in Österreich: Bodeninformationen für Land- Forst-, Wasser- und Abfallwirtschaft, Naturschutz-, Landschafts-, Landes- und Raumplanung, Agrarstrukturelle Planung, Bodensanierung und -regeneration sowie Universitäten, Schulen und Bürger*. *Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* 62, zugleich eine Publikation des Umweltbundesamtes. Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Erhardt, E., Hartl, W., Feichtinger, F., 2003. *Nährstoffflüsse im Ackerbau bei Kompostdüngung im Vergleich mit mineralischer Düngung – Ergebnisse der Lysimeteranlage Lobau*. Presented at the 10. Gumpensteiner Lysimetertagung, IKT-Institut für Kulturtechnik, p. 6.
- EROSTAB (2013a): *Analyse der Ursachen/Prozesswirkungsketten der rezenten Zunahme von Bodenerosionserscheinungen in Einheiten der hochmontanen bis alpinen Stufe an ausgewählten Testgebieten in Westösterreich – EROSTAB-Handbuch*. Florineth F., Kammerlander J., Kohl B. (ed.), Kolb Ch., Lotter M., Markart G., Rauch H.P., Schaffer R., Sotier B., Tilch N., Thannen v.d. M., Weisstiner C.; unveröffentlichter Projektbericht – BML-FUW Lebensministerium.

- EROSTAB (2013b): Analyse der Ursachen/Prozesswirkungsketten der rezenten Zunahme von Bodenerosionserscheinungen in Einheiten der hochmontanen bis alpinen Stufe an ausgewählten Testgebieten in Westösterreich – EROSTAB-Gebietsvergleich. Florineth F., Kammerlander J., Kohl B. (ed.), Kolb Ch., Lotter M., Markart G., Rauch H.P., Schaffer R., Sotier B., Tilch N., Thannen v.d. M., Weissteiner C.; unveröffentlichter Projektbericht – BMLFUW Lebensministerium.
- European Commission, 2008. Review of existing information on the interrelation between soil and climate change (CLIMSOL) (Technical Report No. 2008-048). European Commission.
- Fink, J., 1969. Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft 13, 95.
- Finzi, A.C., Norby, R.J., Calfapietra, C., Gallet-Budynek, A., Gielen, B., Holmes, W.E., Hoosbeek, M.R., Iversen, C.M., Jackson, R.B., Kubiske, M.E., Ledford, J., Liberloo, M., Oren, R., Polle, A., Pritchard, S., Zak, D.R., Schlesinger, W.H., Ceulemans, R., 2007. Increases in nitrogen uptake rather than nitrogen-use efficiency support higher rates of temperate forest productivity under elevated CO₂. PNAS 104, 14014–14019. doi:10.1073/pnas.0706518104
- Fisher, R.F., Binkley, D., 2000. Ecology and Management of Forest Soils. John Wiley & Sons.
- Flöck, G., Geitner, C., Wiegand, C., 2013. Veränderungen flachgründiger Abtragsflächen auf der Engalm (Karwendel, Tirol) über die Jahre 1960 bis heute. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft 80, 57–63.
- Fox, D.M., Darboux, F., Carrega, P., 2007. Effects of fire-induced water repellency on soil aggregate stability, splash erosion, and saturated hydraulic conductivity for different size fractions. Hydrological Processes 21, 2377–2384. doi:10.1002/hyp.6758
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D., Smith, P., Verhagen, J., 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma 122, 1–23. doi:10.1016/j.geoderma.2004.01.021
- Freudenschuß, A., Sedy, K., Zethner, G., Spiegel, H., 2010. Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit: Schwerpunkt agrarische Bewirtschaftung (REP-0290). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Galloway, J.N., Cowling, E.B., 2002. Reactive Nitrogen and The World: 200 Years of Change. AMBIO: A Journal of the Human Environment 31, 64–71. doi:10.1579/0044-7447-31.2.64
- Gattinger, A., Muller, 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. PNAS 109, 18226–18231. doi:10.1073/pnas.1209429109
- Gehrig-Fasel, J., Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2007. Tree line shifts in the Swiss Alps: Climate change or land abandonment? Journal of Vegetation Science 18, 571–582. doi:10.1111/j.1654-1103.2007.tb02571.x
- Geitner, C., 2007. Böden in den Alpen - Ausgewählte Aspekte zur Vielfalt und Bedeutung einer wenig beachteten Ressource, in: Borsdorf, A., Grabherr, G. (Eds.), IGF-Forschungsberichte 1: Internationale Gebirgsforschung. IGF, Innsbruck, Wien, Österreich, pp. 56–67, 82–83.
- Geitner, C., Tusch, M., Meißl, G., Kringer, K., Wiegand, C., 2011. Effects of topography on the spatial distribution of soils: basic considerations on interdependencies and data sources with examples from the Eastern Alps. Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementary Issues 55, 127–146. doi:10.1127/0372-8854/2011/0055S3-0055
- Gerzabek, M.H., Strebl, F., Tulipan, M., Schwarz, S., 2005. Quantification of organic carbon pools for Austria's agricultural soils using a soil information system. Canadian Journal of Soil Science 85, 491–498. doi:10.4141/S04-083
- Gerzabek, M.H., Antil, R.S., Kögel-Knabner, I., Knicker, H., Kirchmann, H., Haberhauer, G., 2006. How are soil use and management reflected by soil organic matter characteristics: a spectroscopic approach. European Journal of Soil Science 57, 485–494. doi:10.1111/j.1365-2389.2006.00794.x
- Ghadir, H., Payne, D., 1988. The formation and characteristics of splash following raindrop impact on soil. Journal of Soil Science 39, 563–575. doi:10.1111/j.1365-2389.1988.tb01240.x
- Gottfried, M., Pauli, H., Futschik, A., Akhalkatsi, M., Barancok, P., Alonso, J.L.B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Kazakis, G., Krajci, J., Larsson, P., Mallaun, M., Michelsen, O., Moiseev, M., Moiseev, P., Molau, U., Merzouki, A., Nagy, L., Nakhutsrishvili, G., Pedersen, B., Pelino, G., Puscas, M., Rossi, G., Stanisci, J.-P., Theurillat, Tomaselli, Villar, L., Vittoz, P., Vogiatzakis, I., Grabherr, G., 2012. Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. Nature Climate Change Letter 2, 111–115. doi:10.1038/nclimate1329
- Götzl, M., Schwaiger, E., Sonderegger, G., Süßenbacher, E., 2011. Ökosystemleistungen und Landwirtschaft. Erstellung eines Inventars für Österreich. (REP-0355). Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Groffman, P.M., Hardy, J.P., Fisk, M.C., Fahey, T.J., Driscoll, C.T., 2009. Climate Variation and Soil Carbon and Nitrogen Cycling Processes in a Northern Hardwood Forest. Ecosystems 12, 927–943. doi:10.1007/s10021-009-9268-y
- Hagedorn, F., Martin, M., Rixen, C., Rusch, S., Bebi, P., Zürcher, A., Siegwolf, R.T.W., Wipf, S., Escape, C., Roy, J., Härtenschwiler, S., 2010a. Short-term responses of ecosystem carbon fluxes to experimental soil warming at the Swiss alpine treeline. Biogeochemistry 97, 7–19. doi:10.1007/s10533-009-9297-9
- Hagedorn, F., Moeri, A., Walther, L., Zimmermann, S., 2010b. Kohlenstoff in Schweizer Waldböden – bei Klimaerwärmung eine potenzielle CO₂-Quelle | Soil organic carbon in Swiss forest soils – a potential CO₂ source in a warming climate. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 161, 530–535. doi:10.3188/szf.2010.0530
- Hagedorn, F., Mulder, J., Jandl, R., 2010c. Mountain soils under a changing climate and land-use. Biogeochemistry 97, 1–5. doi:10.1007/s10533-009-9386-9
- Hamza, M.A., Anderson, W.K., 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. Soil and Tillage Research 82, 121–145. doi:10.1016/j.still.2004.08.009
- Herbst, M., Hörmann, G., 1998. Predicting Effects of Temperature Increase on the Water Balance of Beech Forest – An Application of the „KAUSHA“ Model. Climatic Change 40, 683–698. doi:10.1023/A:1005322327635
- Hildebrand, E.E., 1987. Die Struktur von Waldböden – ein gefährdetes Fließgleichgewicht. Allgemeine Forst Zeitschrift 16/17, 424–426.
- Hillier, J., Brentrup, F., Wattenbach, M., Walter, C., Garcia-Suarez, T., Mila-i-Canals, L., Smith, P., 2012. Which cropland greenhouse gas mitigation options give the greatest benefits in different world regions? Climate and soil-specific predictions from inte-

- grated empirical models. *Global Change Biology* 18, 1880–1894. doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02671.x
- Hofmann, K., Reitschuler, C., Illmer, P., 2013. Aerobic and anaerobic microbial activities in the foreland of a receding glacier. *Soil Biology and Biochemistry* 57, 418–426. doi:10.1016/j.soilbio.2012.08.019
- Hollaus, A., Katzensteiner, K., Mansberger, R., 2012. Evaluation of Methods Estimating Humus Erosion after Coarse-Scale Disturbances on a Montane Mixed Forest Site in the Northern Limestone Alps, in: *Book of Abstracts. Presented at the 4th International Congress of the European Soil Science Societies Eurosoil*, 2–6 July 2012, Bari, Italy.
- Hovenden, M.J., Newton, P.C.D., Carran, R.A., Theobald, P., Wills, K.E., Vander Schoor, J.K., Williams, A.L., Osanai, Y., 2008. Warming prevents the elevated CO₂-induced reduction in available soil nitrogen in a temperate, perennial grassland. *Global Change Biology* 14, 1018–1024. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01558.x
- Huber, E., Wanek, W., Gottfried, M., Pauli, H., Schweiger, P., Arndt, S.K., Reiter, K., Richter, A., 2007. Shift in soil–plant nitrogen dynamics of an alpine–nival ecotone. *Plant Soil* 301, 65–76. doi:10.1007/s11104-007-9422-2
- Iijima, M., Griffiths, B., Bengough, A.G., 2000. Sloughing of cap cells and carbon exudation from maize seedling roots in compacted sand. *New Phytologist* 145, 477–482. doi:10.1046/j.1469-8137.2000.00595.x
- IPCC, 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Lim, B., Treanton, K., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J., Callander, B.A. (Eds.), IPCC/OECD/IEA, Geneva, Switzerland.
- IPCC, 2001a. Climate Change 2001: The scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Da, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- IPCC, 2001b. Climate Change 2001: Impacts, Adaption & Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, McCarthy, J.J., Canziani, O.F., Leary, N.A., Dokken, D.J., White, K.S. (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (Eds.), IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan
- IPCC, 2007. Climate Change 2007 (AR4). Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Katzensteiner, K., Englisch, M., 2007. Sustainable biomass production from forests: lessons from historical experience and challenges for ecological research. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 124, 201–214.
- Katzensteiner, K., Englisch, M., Nemestothy, K., 2013. Impacts of increased biomass use on soil sustainability in Austria. Proceedings of the Workshop W6.1 Forest bioenergy and soil sustainability at EUROSIL Congress 2012, Bari, Italy, 40–44.
- Kirschbaum, M.U.F., 1995. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 753–760. doi:10.1016/0038-0717(94)00242-S
- Kitzler, B., Stingl, V., Zechmeister-Boltenstern, S., De Bruijn, A., Kiese, R., Butterbach-Bahl, K., 2009. Anpassung von Waldböden an sich ändernde Klimabedingungen. *StartClim2008.G*. In: Anpassung an den Klimawandel in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Klik, A., 2003. Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf Oberflächenabfluss, Bodenabtrag sowie auf Nährstoff- und Pestizidausträge. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 55, 89–96.
- Klik, A., Eitzinger, J., 2010. Impact of climate change on soil erosion and the efficiency of soil conservation practices in Austria. *The Journal of Agricultural Science* 148, 529–541. doi:10.1017/S0021859610000158
- Kloss, S., Sass, O., Geitner, C., Prietzel, J., 2012. Soil properties and charcoal dynamics of burnt soils in the Tyrolean Limestone Alps. *CATENA* 99, 75–82. doi:10.1016/j.catena.2012.07.011
- Knorr, W., Prentice, I.C., House, J.I., Holland, E.A., 2005. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature* 433, 298–301. doi:10.1038/nature03226
- Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., Marschner, B., von Lütow, M., 2008. An integrative approach of organic matter stabilization in temperate soils: Linking chemistry, physics, and biology. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 5–13. doi:10.1002/jpln.200700215
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 2002. Mitteilungen der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss sowie an den Ausschuss der Regionen – Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie (KOM(2002) 179 endgültig). Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Brüssel, Belgien.
- König, T., Kaufmann, R., Scheu, S., 2011. The formation of terrestrial food webs in glacier foreland: Evidence for the pivotal role of decomposer prey and intraguild predation. *Pedobiologia* 54, 147–152. doi:10.1016/j.pedobi.2010.12.004
- Körner, C., 1998. A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. *Oecologia* 115, 445–459. doi:10.1007/s004420050540
- Körner, C., Schilcher, B., Pelaez-Riedl, S., 1993. Vegetation und Treibhausproblematik: Eine Beurteilung der Situation in Österreich unter besonderer Berücksichtigung der Kohlenstoff-Bilanz, in: ÖAW (Ed.), Bestandsaufnahme anthropogene Klimaänderungen: Mögliche Auswirkungen auf Österreich - mögliche Massnahmen in Österreich; Dokumentation. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, Österreich.
- Körschens, M., Albert, E., Armbruster, M., Barkusky, D., Baumecker, M., Behle-Schalk, L., Bischoff, R., Čergan, Z., Ellmer, F., Herbst, F., Hoffmann, S., Hofmann, B., Kismanyoky, T., Kubat, J., Kunzova, E., Lopez-Fando, C., Merbach, I., Merbach, W., Pardor, M.T., Rogasik, J., Rühlmann, J., Spiegel, H., Schulz, E., Tajnsek, A., Toth, Z., Wegener, H., Zorn, W., 2013. Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. *Archives of Agronomy and Soil Science* 59, 1017–1040. doi:10.1080/03650340.2012.704548
- Kuka, K., 2005. Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes in Ackerböden auf der Grundlage bodenstrukturabhängiger

- Umsatzprozesse. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Deutschland.
- Kutsch, W.L., Bahn, M., Heinemeyer, A., 2009. *Soil Carbon Dynamics: An Integrated Methodology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Kuttler, W., Püllen, H., Düttemeyer, D., Barlag, A.-B., 2012. Unterirdische Wärmeinsel in Oberhausen. Untersuchung subterranean Wärme- und Energieflüsse in verschiedenen Klimatopen. *dynaklim-Publikationen 23*, Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft (FiW), Aachen, Deutschland.
- Lal, R., 2008. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 815–830.
- Larcher, W., 1977. Ergebnisse des IBP-Projekts „Zwergstrauchheide Patscherkofel“. *Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften*. Wien, Österreich.
- Leifeld, J., Angers, D.A., Chenu, C., Fuhrer, J., Kätterer, T., Powlson, D.S., 2013. Organic farming gives no climate change benefit through soil carbon sequestration. *PNAS* 110, E984–E984. doi:10.1073/pnas.1220724110
- Leonelli, G., Pelfini, M., Morra di Cella, U., Garavaglia, V., 2011. Climate Warming and the Recent Treeline Shift in the European Alps: The Role of Geomorphological Factors in High-Altitude Sites. *AMBIO* 40, 264–273. doi:10.1007/s13280-010-0096-2
- Leuzinger, S., Luo, Y., Beier, C., Dieleman, W., Vicca, S., Körner, C., 2011. Do global change experiments overestimate impacts on terrestrial ecosystems? *Trends in Ecology & Evolution* 26, 236–241. doi:10.1016/j.tree.2011.02.011
- Lichtenegger, E., 1997. Bewurzelung von Pflanzen in den verschiedenen Lebensräumen. Spezieller Teil, in: *Wurzeln. Bewurzelung von Pflanzen in verschiedenen Lebensräumen*. Land Oberösterreich, Oberösterreichisches Landesmuseum, Linz, Österreich, pp 55–331.
- Linke, R.B., Bolhár-Nordenkampf, H.R., Meister, M.H., 2004. Kulturpflanzen im Klimawechsel: Interaktionen von Wasserversorgung und Stickstoffverfügbarkeit im Osten Österreichs. Der Einfluss von erhöhtem CO₂ auf Wachstum und Produktivität landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. (Forschungsbericht im Auftrag des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft No. 1311), Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- Lorz, C., 2008. Ein substratorientiertes Boden-Evolutions-Konzept für geschichtete Bodenprofile: Genese und Eigenschaften von lithologisch diskontinuierlichen Böden. *Borntraeger*, Berlin, Deutschland.
- Luo, Y., Weng, E., 2011. Dynamic disequilibrium of the terrestrial carbon cycle under global change. *Trends in Ecology & Evolution* 26, 96–104. doi:10.1016/j.tree.2010.11.003
- Margesin, R., Jud, M., Tschirko, D., Schinner, F., 2009. Microbial communities and activities in alpine and subalpine soils. *FEMS Microbiology Ecology* 67, 208–218. doi:10.1111/j.1574-6941.2008.00620.x
- Markart, G., Kohl, B., Zanetti, P., 1997. Oberflächenabfluss bei Starkregen – Abflussbildung auf Wald-, Weide- und Feuchtfelder (am Beispiel des oberen Einzugsgebietes der Sches – Bürserberg, Vorarlberg). *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 114, 123–144.
- Markart, G., Perzl, F., Kohl, B., Luzian, R., Kleemayr, K., Ess, B., Mayerl, J., 2007. 22. und 23. August 2005 – Analyse von Hochwasser- und Rutschungsereignissen in ausgewählten Gemeinden Vorarlbergs. (BFW Dokumentation No. 5). Schriftenreihe des Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, Wien, Klosterneuburg, Österreich.
- Markart, G., Kohl, B., 2009. Wie viel Wasser speichert der Waldboden? Abflussverhalten und Erosion. *BFW Praxisinformation* 19, 25–26.
- Markart, G., Klebinder, K., Kohl, B., Sotier, B., 2011. Niederschlagsretention und Abflussbildung in alpinen Einzugsgebieten. *Ingenieurbioogie, Mitteilungsblatt* 3, 4–13.
- Marschner, B., Brodowski, S., Dreves, A., Gleixner, G., Gude, A., Grootes, P.M., Hamer, U., Heim, A., Jandl, G., Ji, R., Kaiser, K., Kalbitz, K., Kramer, C., Leinweber, P., Rethemeyer, J., Schäffer, A., Schmidt, M.W.I., Schwark, L., Wiesenberger, G.L.B., 2008. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, 91–110. doi:10.1002/jpln.200700049
- Mayer, M., Katzensteiner, K., 2012. Impact of forest disturbance on soil respiration in organic soils on calcareous bedrock, in: *Book of Abstracts. 4th International Congress of the European Soil Science Societies Eurosoil 2012, 2-6 July 2012, Bari, Italy*.
- McNeill, J.R., Winiwarter, V., 2004. Breaking the Sod: Humankind, History, and Soil. *Science* 304, 1627–1629. doi:10.1126/science.1099893
- McNeill, J.R., Winiwarter, V. (Eds.), 2010. *Soils and societies: perspectives from environmental history*. White Horse Press, Isle of Harris, UK.
- Mele, P.M., 2011. Soil Biota, Soil Health and Global Change, in: Singh, B.P., Cowie, A.L., Chan, K.Y. (Eds.), *Soil Health and Climate Change, Soil Biology*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 155–177.
- Menéndez, S., Barrena, I., Setien, I., González-Murua, C., Estavillo, J.M., 2012. Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 53, 82–89. doi:10.1016/j.soilbio.2012.04.026
- Mengel, K., Kosegarten, H., Kirkby, E.A., Appel, T., 2001. *Principles of Plant Nutrition*. Springer, Dordrecht, Netherlands.
- Menzel, A., Fabian, P., 1999. Growing season extended in Europe. *Nature* 397, 659–659. doi:10.1038/17709
- Meusburger, K., Alewell, C., 2008. Impacts of anthropogenic and environmental factors on the occurrence of shallow landslides in an alpine catchment (Urseren Valley, Switzerland). *Natural Hazards and Earth System Science* 8, 509–520.
- Meyer, S., Leifeld, J., Bahn, M., Fuhrer, J., 2012a. Land-use change in subalpine grassland soils: Effect on particulate organic carbon fractions and aggregation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175, 401–409. doi:10.1002/jpln.201100220
- Meyer, S., Leifeld, J., Bahn, M., Fuhrer, J., 2012b. Free and protected soil organic carbon dynamics respond differently to abandonment of mountain grassland. *Biogeosciences* 9, 853–865. doi:10.5194/bg-9-853-2012
- Michael, A., Schmidt, J., Enke, W., Deutschländer, T., Malitz, G., 2005. Impact of expected increase in precipitation intensities on soil loss—results of comparative model simulations. *CATENA* 61, 155–164. doi:10.1016/j.catena.2005.03.002
- Minerbi, S., Cescatti, A., Cherubini, P., Hellrigl, K., Markart, G., Saurer, M., Mutinelli, C., 2006. La siccità dell'estate 2003 causa di disseccamenti del pino silvestre in val d'Isarco. *Forest Observer* 2/3: 89–144. *Forest Observer* 2/3, 89–144.
- Murer, E., 2002. Erfassung und Bewertung der Sickerwasserquantität und -qualität im Pilotprojekt zur Grundwassersanierung

- in Oberösterreich. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 16.
- Murer, E., 2009. Bericht über die Überprüfung der Anwendbarkeit von Modellen zur Beurteilung der Bodenverdichtung. (Abschlussbericht, Projekt im Auftrag des Bundesamtes für Wasserwirtschaft No. 547-383/112/09). BAW Bundesamt für Wasserwirtschaft, Petzenkirchen, Österreich.
- Murer, E., Sisak, I., Baumgarten, A., Strauss, P., 2012. Bewertung der Unterbodenverdichtung von Ackerböden im österreichischen Alpenvorland. *Die Bodenkultur* 63, 7–15.
- Murer, E., Wagenhofer, J., Aigner, F., Pfeffer, M., 2004. Die nutzbare Feldkapazität der mineralischen Böden der landwirtschaftlichen Nutzfläche Österreichs. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 20, 72–78.
- Mutsch, F., Leitgeb, E., 2009. BioSoil - das europäische Waldboden-Monitoring. BFW Praxisinformation 20, 13–15.
- Mutsch, F., Leitgeb, E., Hacker, R., Amann, C., Aust, G., Herzberger, E., Pock, H., Reiter, R., 2013. Projekt BioSoil – Europäisches Waldboden-Monitoring (2006/07) Datenband Österreich Band I: Methodik, Standort- und Bodenbeschreibung, Bodendaten aus Burgenland, Kärnten, Niederösterreich und Oberösterreich, Band II: Bodendaten aus Salzburg, Steiermark, Tirol und Vorarlberg, Deskriptive Statistik. (No. 145 I, II), BWF Berichte. Wien, Österreich.
- Nearing, M.A., 2001. Potential changes in rainfall erosivity in the U.S. with climate change during the 21st century. *Journal of Soil and Water Conservation* 56, 229–232.
- Nestroy, O., Danneberg, O.H., Englisch, M., Geszl, A., Hager, H., Herzberger, E., Kilian, W., Nelhiebl, P., Pecina, E., Pehamberger, A., Schneider, W., Wagner, J., 2000. Systematische Gliederung der Böden Österreichs – Österreichische Bodensystematik 2000, Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft 60.
- Nestroy, O., Aust, G., Blum, W.E.H., Englisch, M., Hager, H., Herzberger, E., Kilian, W., Nelhiebl, P., Ortner, G., Pecina, E., Pehamberger, A., Schneider, W., Wagner, J., 2011. Systematische Gliederung der Böden Österreichs: Österreichische Bodensystematik 2000 in der revidierten Fassung von 2011, Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft 79.
- Niedermaier, M., Platterer, G., Egger, G., Essl, F., Kohler, B., Zika, M., 2011. Moore im Klimawandel. Studie des WWF Österreich, der Österreichischen Bundesforste und des Umweltbundesamtes. Im Auftrag der Österreichischen Bundesforste AG, Wien, Purkersdorf, Österreich.
- Norer, R., 2009. Bodenschutzrecht im Kontext der europäischen Bodenschutzstrategie. NWV Neuer Wissenschaftlicher Verlag, Wien, Graz, Österreich.
- ÖNORM, 2013. ÖNORM L 1076 - Bodenfunktionsbewertung.
- Pauli, H., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J.L.B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Calzadillo, R.F., Ghosn, D., Holten, J.I., Kanka, R., Kazakis, G., Kollár, J., Larsson, P., Moiseev, P., Moiseev, D., Molau, U., Mesa, J.M., Nagy, L., Pelino, G., Puşcaş, M., Rossi, G., Stanisci, A., Syverhuset, A.O., Theurillat, J.-P., Tomaselli, M., Unterluggauer, P., Villar, L., Vittoz, P., Grabherr, G., 2012. Recent Plant Diversity Changes on Europe's Mountain Summits. *Science* 336, 353–355. doi:10.1126/science.1219033
- Philippot, L., Tschirko, D., Bru, D., Kandler, E., 2011. Distribution of High Bacterial Taxa Across the Chronosequence of Two Alpine Glacier Forelands. *Microbial Ecology* 61, 303–312. doi:10.1007/s00248-010-9754-y
- Pietsch, J., Kamieth, H., 1991. Stadtböden: Entwicklungen, Belastungen, Bewertung und Planung. Blotner. Taunusstein, Deutschland.
- Pritchard, S.G., 2011. Soil organisms and global climate change. *Plant Pathology* 60, 82–99. doi:10.1111/j.1365-3059.2010.02405.x
- Pröll, G., Katzensteiner, K., 2012. Interactions of understory cover, microsite parameters and tree recruitment along a temporal and spatial disturbance gradient in the Austrian northern limestone, in: Book of Abstracts. Presented at the 4th International Congress of the European Soil Science Societies Eurosoil 2012, 2-6 July 2012, Bari, Italy.
- Pruski, F.F., Nearing, M.A., 2002. Climate-induced changes in erosion during the 21st century for eight U.S. locations. *Water Resources Research* 38. doi:10.1029/2001WR000493
- Raschauer, B., 2002. Bodenschutzkompetenzen im österreichischen Rechtssystem. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft 66, 17–22.
- Reay, D.S., 2007. Does heavier rain mean a bigger sink? *Nature Reports Climate Change* 54–56. doi:10.1038/climate.2007.38
- Reichstein, M., Bahn, M., Ciais, P., Frank, D., Mahecha, M.D., Senneviratne, S.I., Zscheischler, J., Beer, C., Buchmann, N., Frank, D.C., Papale, D., Rammig, A., Smith, P., Thonicke, K., van der Velde, M., Vicca, S., Walz, A., Wattenbach, M., 2013. Climate extremes and the carbon cycle. *Nature* 500, 287–295. doi:10.1038/nature12350
- Rippel, R., Stumpf, F., 2008. Auswirkungen der Klimaänderung auf die Bodenerosion durch Wasser in Bayern bis 2050, in: Tagungsband: Boden und Klima im Wandel. Presented at the 5. Marktredwitzer Bodenschutztag, Marktredwitz, pp. 20–27.
- Rustad, L., Campbell, J., Marion, G., Norby, R., Mitchell, M., Hartley, A., Cornelissen, J., Gurevitch, J., 2001. A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia* 126, 543–562. doi:10.1007/s004420000544
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Ill, J., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287, 1770–1774. doi:10.1126/science.287.5459.1770
- Sass, O., Heel, M., Leistner, I., Stöger, F., Wetzler, K.-F., Friedmann, A., 2012. Disturbance, geomorphic processes and recovery of wildfire slopes in North Tyrol. *Earth Surface Processes and Landforms* 37, 883–894. doi:10.1002/esp.3221
- Schilling, G., 2000. Pflanzenernährung und Düngung. Ulmer, Stuttgart, Deutschland.
- Schindlbacher, A., de Gonzalo, C., Díaz-Pinés, E., Gorriá, P., Matthews, B., Inclán, R., Zechmeister-Boltenstern, S., Rubio, A., Jandl, R., 2010. Temperature sensitivity of forest soil organic matter decomposition along two elevation gradients. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 115. doi:10.1029/2009JG001191
- 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. *Global Change Biology* 18, 2270–2279. doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02696.x
- Schindlbacher, A., Zechmeister-Boltenstern, S., Jandl, R., 2009. Carbon losses due to soil warming: Do autotrophic and heterotrophic soil respiration respond equally? *Global Change Biology* 15, 901–913. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01757.x

- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49–56. doi:10.1038/nature10386
- Scholz, G., Quinton, J.N., Strauss, P., 2008. Soil erosion from sugar beet in Central Europe in response to climate change induced seasonal precipitation variations. *CATENA* 72, 91–105. doi:10.1016/j.catena.2007.04.005
- Schultz, J., 2002. Die Ökozonen der Erde: die ökologische Gliederung der Geosphäre. UTB, Stuttgart, Deutschland.
- Schwarz, S., Englisch, M., Aichberger, K., Baumgarten, A., Blum, W.E.H., Danneberg, Glatzel, G., Huber, S., Kilian, W., Klaghofer, W., Nestroy, O., Pehamberger, A., Wagner, J., Gerzabek, M., 2001. Bodeninformationen in Österreich – Aktueller Stand und Ausblick. *Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* 62, 185–219.
- Seeber, J., Rief, A., Richter, A., Traugott, M., Bahn, M., 2012. Drought-induced reduction in uptake of recently photosynthesized carbon by springtails and mites in alpine grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 55, 37–39. doi:10.1016/j.soilbio.2012.06.009
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., Lexer, M.J., 2011. Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology* 17, 2842–2852. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02452.x
- Singh, B.P., Cowie, A.L., Chan, K.Y., 2011. *Soil Health and Climate Change*. Springer, Dordrecht, Netherlands.
- Sitaula, B.K., Hansen, S., Sitaula, J.I.B., Bakken, L.R., 2000. Effects of soil compaction on N₂O emission in agricultural soil. *Chemosphere - Global Change Science* 2, 367–371. doi:10.1016/S1465-9972(00)00040-4
- Smith, P., Powlson, D., Glendining, M., 1996. Establishing a European GCTE Soil Organic Matter Network (SOMNET), in: Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (Eds.), *Evaluation of Soil Organic Matter Models*, NATO ASI Series. Springer, Berlin, Deutschland, pp. 81–97.
- Smith, P., Powlson, D., Glendining, M., Smith, J., 1997. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology* 3, 67–79. doi:10.1046/j.1365-2486.1997.00055.x
- Somasundaram, S., Rao, T.P., Tatsumi, J., Iijima, M., 2009. Rhizodeposition of Mucilage, Root Border Cells, Carbon and Water under Combined Soil Physical Stresses in Zea mays L. *Plant Production Science* 12, 443–448.
- Spiegel, H., 2012. Impacts of arable management on soil organic carbon and nutritionally relevant elements in the soil-plant system. Habilitationsschrift. University of Natural Resources and Life Sciences (BOKU), Vienna, Austria.
- Spiegel, H., Baumgarten, A., Dersch, G., 2006. Neufassung der österreichischen „Richtlinien für die sachgerechte Düngung“ unter dem Aspekt von Cross Compliance und ihrer nationalen Umsetzung: Revised form of the “Austrian guidelines for appropriate fertilisation” and the influence of “cross compliance” and its national implementation. *Acta agriculturae Slovenica* 87, 93–107.
- Spiegel, H., Dersch, G., Baumgarten, A., 2010. Long term field experiments—a basis to evaluate parameters of soil fertility, in: *New Challenges in Field Crop Production 2010. Proceedings of the Symposium*. Slovenian Society for Agronomy, Rogasška Slatina, pp. 76–83.
- Spiegel, H., Dersch, G., Hösch, J., Baumgarten, A., 2007. Tillage effects on soil organic carbon and nutrient availability in a long-term field experiment in Austria. *Die Bodenkultur* 58, 47–58.
- Spiegel, H., Robier, J., Springer, Übleis, Dersch, G., 2009. Application of the Nmin soil test in fertilizer recommendations and environment protection in Austria. *Nawozy i Nawożenie (Fertilisers and Fertilization)*, 17–31.
- Starnberger, R., Terhorst, B., Rähle, W., Peticzka, R., Haas, J.N., 2009. Palaeoecology of Quaternary periglacial environments during OIS-2 in the forefields of the Salzach Glacier (Upper Austria). *Quaternary International* 198, 51–61. doi:10.1016/j.quaint.2008.06.011
- Stenitzer, E., 1986. Über den Einfluss des Bodenwasserhaushaltes auf den Pflanzenertrag in Trockengebieten – eine Modelluntersuchung. *Abfallwirtschaft* 6, 245–254.
- Stenitzer, E., 1991. Der Bodenwasserhaushalt als Steuerungsgröße für die Grundwasserneubildung. *Wasserwirtschaftliche Fachtagung „Grundwasseranierung flächenhafter Nitratbelastung“, Petzenkirchen, 24.-25.4.1991. Sonderausgabe – Der Förderungsdienst*, 63–72.
- Stenitzer, E., 2001. Abschätzung der Auswirkung von Neuaufforstungen im Marchfeld auf die Grundwasserneubildung, in: *Gebietsbilanzen bei unterschiedlicher Landnutzung*. Presented at the 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irnding, pp. 93–96.
- Stenitzer, E., 2003. Grundwasserneubildung im Trockengebiet, in: *Schriftenreihe des Bundesamtes Für Wasserwirtschaft, Band 19*. BAW, Wien, Österreich, pp. 80–95.
- Stenitzer, E., Hösch, K., 2004. Die Auswirkungen der Klimaänderung auf den Bodenwasserhaushalt und die Erträge im Marchfeld – eine Simulationsstudie, in: ALVA (Ed.), *Klimawandel: Auswirkungen auf Umwelt und Agrarproduktion*. Presented at the ALVA Jahrestagung, Österr. Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, Wien, Österreich, pp. 37–41.
- Stevnbak, K., Scherber, C., Gladbach, D.J., Beier, C., Mikkelsen, T.N., Christensen, S., 2012. Interactions between above- and belowground organisms modified in climate change experiments. *Nature Clim. Change* 2, 805–808. doi:10.1038/nclimate1544
- Steyrer, G., Krehan, H., 2011. Borkenkäfer-Kalamität 2010: Schäden weiterhin sehr hoch. *Forstschutz Aktuell* 52, 10–13.
- Stöhr, D., 2007. Soils – Heterogeneous at a Microscale., in: Wieser, G., Tausz, M. (Eds.), *Trees at Their Upper Limit*. Springer, Heidelberg, Germany, pp. 37–56.
- Strauss, P., Klaghofer, E., 2006. Austria, in: Boardman, J., Poesen, J. (Eds.), *Soil Erosion in Europe*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 205–212.
- Subke, J.-A., Bahn, M., 2010. On the „temperature sensitivity“ of soil respiration: Can we use the immeasurable to predict the unknown? *Soil Biology and Biochemistry* 42, 1653–1656. doi:10.1016/j.soilbio.2010.05.026
- Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Bealey, W.J., Billen, G., Bleeker, A., Bouwman, A.F., Grennfelt, P., van Grinsven, H., Grizzetti, B., 2011. The challenge to integrate nitrogen science and policies, in: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Grizzetti, B., van Grinsven, H., Grennfelt, P., Bleeker, A., Billen, G. (Eds.), *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., pp. 82–96.
- Tarnocai, C., Canadell, J.G., Schuur, E. G., Kuhry, P., Mazhitova, G., Zimov, S., 2009. Soil organic carbon pools in the northern

- circumpolar permafrost region. *Global Biogeochemical Cycles* 23. doi:10.1029/2008GB003327
- Tasser, E., Tappeiner, U., Cernusca, A., 2001. Südtirols Almen im Wandel: ökologische Folgen von Landnutzungsänderungen. Europäische Akademie Bozen, Bozen, Italien.
- Tasser, E., Mader, M., Tappeiner, U., 2004. Auswirkungen von Bewirtschaftungsänderungen auf die Blaikenbildung im Gebirge. *Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* 72, 193–217
- Teepe, R., Brumme, R., Beese, F., Ludwig, B., 2004. Nitrous Oxide Emission and Methane Consumption Following Compaction of Forest Soils. *Soil Science Society of America Journal* 68, 605–611. doi:10.2136/sssaj2004.6050
- Thaler, K., Illmer, P., Gottfried, M., Geitner, C., 2013. Ein alpinivaler Bodentransekt am Schrankogel (Tirol) – Gradienten und Muster zwischen 2.700 und 3.300 m ü.d.M. *Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* 80, 51–56.
- Tscherko, D., Hammesfahr, U., Marx, M.-C., Kandeler, E., 2004. Shifts in rhizosphere microbial communities and enzyme activity of *Poa alpina* across an alpine chronosequence. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 1685–1698. doi:10.1016/j.soilbio.2004.07.004
- Umweltbundesamt, 1998. Fünfter Umweltkontrollbericht 1998. Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- UNFCCC United Nations Framework Convention on Climate Change, 1997: Kyoto Protocol, UNFCCC, UN Doc FCCC/CP/1997/7/Add.1, Dec. 10, 1997; 37 ILM 22 (1998), http://unfccc.int/essential_background/kyoto_protocol/background/items/1351.php
- Vacik, H., Arndt, N., Arpacı, A., Koch, V., Mueller, M., Gossow, H., 2011. Characterisation of forest fires in Austria. *Austrian Journal of Forest Science* 128, 1–31.
- Van der Meer, M., Hagedorn, F., Schweingruber, F.H., Rigling, A., Moiseev, P.A., 2004. Alpine timberline dynamics in the Southern Urals (Russia). *Die Erde* 135, 151–174.
- Van Husen, D., 1987. Die Ostalpen in den Eiszeiten. Geologische Bundesanstalt, Wien, Österreich
- Velthof, G.L., Mosquera, J., 2011. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140, 298–308. doi:10.1016/j.agee.2010.12.017
- Verstraeten, G., Poesen, J., Demarée, G., Salles, C., 2006. Long-term (105 years) variability in rain erosivity as derived from 10-min rainfall depth data for Ukkel (Brussels, Belgium): Implications for assessing soil erosion rates. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 111. doi:10.1029/2006JD007169
- Wagner, A.O., Hofmann, K., Prem, E., Illmer, P., 2012. Methanogenic activities in alpine soils. *Folia Microbiologica* 57, 371–373. doi:10.1007/s12223-012-0145-2
- Wardle, D.A., 2002. *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA.
- Wardle, D.A., Walker, L.R., Bardgett, R.D., 2004. Ecosystem Properties and Forest Decline in Contrasting Long-Term Chronosequences. *Science* 305, 509–513. doi:10.1126/science.1098778
- Weiss, P., Schieler, K., Schadauer, K., Rdunsky, K., Englisch, M., 2000. Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll, Monographien. Umweltbundesamt, Wien, Österreich.
- Whipkey, R.Z., 1962. Subsurface Stormflow from Forested Slopes, in: ASAE - Drainage Research Committee (Ed.), *Measuring Saturated Hydraulic Conductivity of Soils*. American Society of Agricultural Engineers, pp. 74–85.
- Wiegand, C., Geitner, C., 2012. Flachgründiger Abtrag auf Wiesen- und Weideflächen in den Alpen (Blaiken) – Wissensstand, Datenbasis und Forschungsbedarf. *Mitteilungen der Österreichischen Geographischen Gesellschaft* 152, 130–162. doi:10.1553/moegg152s130
- Wiegand, C., Geitner, C., 2013. Investigations into the distribution and diversity of shallow eroded areas on steep grasslands in Tyrol (Austria). *Erdkunde* 67, 325–343. doi:10.3112/erdkunde.2013.04.03
- Wiegand, C., Rutzinger, M., Heinrich, K., Geitner, C., 2013. Automated Extraction of Shallow Erosion Areas Based on Multi-Temporal Ortho-Imagery. *Remote Sensing* 5, 2292–2307. doi:10.3390/rs5052292
- Wieser, G., Tausz, M., 2007. *Trees at their Upper Limit: Treelife Limitation at the Alpine Timberline*. Springer, Dordrecht, Netherlands.
- Winiwarter, V., Gerzabek, M.H., Baumgarten, A., Blum, W.E.H., Butterbach-Bahl, K., Cushman, G., Englisch, M., Feller, C., Fiebig, M., Frossard, E., Haberl, H., Huber, S., Kandeler, E., Katzensteiner, K., Kaul, K., Krausmann, F., Langthaler, E., Showers, K., Spiegel, H., Winiwarter, W., 2012. Chapter I: Endangered Soils: A long-term view of the natural and social ramifications of biomass production in agriculture and forestry., in: Winiwarter, V., Gerzabek, M.H. (Eds.), *Challenge of Sustaining Soils: Natural and Social Ramifications of Biomass Production in a Changing World, Interdisciplinary Perspectives*. Austrian Academy of Sciences Press, Vienna, Austria.
- Zech, W., Hintermaier-Erhard, G., 2002. *Böden der Welt*. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, Deutschland.
- Zechmeister-Boltenstern, S., Michel, K., Pfeffer, M., 2010. Soil microbial community structure in European forests in relation to forest type and atmospheric nitrogen deposition. *Plant and Soil* 343, 37–50. doi:10.1007/s11104-010-0528-6
- Zehetner, F., Lair, G.J., Gerzabek, M.H., 2009. Rapid carbon accretion and organic matter pool stabilization in riverine floodplain soils. *Global Biogeochemical Cycles* 23. doi:10.1029/2009GB003481
- Zhang, G.-H., Nearing, M.A., Liu, B.-Z., 2005. Potential effects of climate change on rainfall erosivity in the Yellow River basin in China. *Transactions ASAE* 48, 511–517.
- Zollinger, B., Alewell, C., Kneisel, C., Meusburger, K., Gärtner, H., Brandová, D., Ivy-Ochs, S., Schmidt, M.W.I., Egli, M., 2013. Effect of permafrost on the formation of soil organic carbon pools and their physical–chemical properties in the Eastern Swiss Alps. *CATENA* 110, 70–85. doi:10.1016/j.catena.2013.06.010