

## Effects of climate change on soil functions: Metadata analysis

## Klimaänderungen und ihre Wirkungen auf die Bodenfunktionen: Metadatenanalyse

Bundesforschungszentrum für Wald  
Bundesamt für Wasserwirtschaft, IKT Petzenkirchen  
Umweltbundesamt  
AGES

PERSPEKTIVEN FÜR  
UMWELT & GESELLSCHAFT **umweltbundesamt**<sup>U</sup>



ProjektmitarbeiterInnen und AutorInnen des Berichts

DI Dr. Michael Englisch, BFW

DI Thomas Bauer, BAW - IKT

Dr. Andreas Baumgarten, AGES

DI Alexandra Freudenschuß, Umweltbundesamt GmbH

Dr. Hans-Peter Haslmayr, AGES

DI Dr. Barbara Kitzler BFW

Dr. habil. Kerstin Michel, BFW

Dr. Peter Strauss, BAW - IKT

Dr. Michael Tatzber, BFW

Diese Publikation sollte folgendermaßen zitiert werden:

Englisch M., Bauer Th., Baumgarten A., Freudenschuß A., Haslmayr (2013): **Klimaänderungen und ihre Wirkungen auf die Bodenfunktionen: Metadatenanalyse**. Endbericht von StartClim2012.B in StartClim2012: Anpassung an den Klimawandel – erste Beiträge zur Umsetzung der österreichischen Anpassungsstrategie: BMLFUW, BMWF, ÖBF, Land Oberösterreich

Wien, im August 2013

StartClim2012.B

Teilprojekt von StartClim2012

Projektleitung von StartClim2012:

Universität für Bodenkultur, Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt

Institut für Meteorologie, Peter Jordan-Straße 82, 1190 Wien

URL: <http://www.austroclim.at/startclim/>

StartClim2012 wurde aus Mitteln des BMLFUW, des BMWF, der ÖBF und des Landes Oberösterreich gefördert.

## Inhaltsverzeichnis

<b>Kurzfassung</b>	<b>5</b>
<b>Zusammenfassung</b>	<b>6</b>
<b>Abstract</b>	<b>9</b>
<b>B-1 Einleitung</b>	<b>13</b>
<b>B-1.1 Problemstellung</b>	<b>13</b>
<b>B-1.2 Ziele des Projektes</b>	<b>14</b>
<b>B-2 Methodik</b>	<b>15</b>
<b>B-2.1 Methoden der Bodenfunktionsbewertung</b>	<b>15</b>
<i>B-2.1.1 Allgemeines</i>	<i>15</i>
<i>B-2.1.2 Bodenfunktion: Lebensraumfunktion</i>	<i>16</i>
<i>B-2.1.3 Bodenfunktion: Funktion des Bodens im Wasserhaushalt</i>	<i>20</i>
<i>B-2.1.4 Boden als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium</i>	<i>21</i>
<b>B-2.2 Methodik zur Bewertung der Veränderung von Bodenindikatoren bei Klimaveränderung</b>	<b>24</b>
<i>B-2.2.1. Auswahl der potentiell klimasensitiven Primärparameter</i>	<i>24</i>
<i>B-2.2.2 Literaturrecherche</i>	<i>25</i>
<i>B-2.2.3 Metaanalyse</i>	<i>26</i>
<b>B-3 Ergebnisse</b>	<b>28</b>
<b>B-3.1 Bodenkohlenstoff (SOM)</b>	<b>28</b>
<b>B-3.2 Stickstoff</b>	<b>32</b>
<b>B-3.3 Pufferfunktion Schwermetalle, organische Schadstoffe, Säuren</b>	<b>36</b>
<b>B-3.4 Pufferfunktion der Böden für organische Schadstoffe</b>	<b>37</b>
<b>B-3.5 Mikrobielle Biomasse</b>	<b>38</b>
<b>B-3.6 Basensättigung</b>	<b>39</b>
<b>B-3.7 pH-Wert</b>	<b>39</b>
<b>B-3.8 Bodenwasserhaushalt (→Abflussregulierung)</b>	<b>40</b>
<b>B-4 Abschätzung des Ausmaßes möglicher Veränderungen einzelner Primärparameter im Mühlviertel</b>	<b>45</b>
<b>B-5 Diskussion</b>	<b>47</b>

<b>B-5.1</b>	<b>Bodenkohlenstoff</b> -----	<b>47</b>
<b>B-5.2</b>	<b>Stickstoff</b> -----	<b>48</b>
<b>B-5.3</b>	<b>Schwermetalle, organische Schadstoffe</b> -----	<b>49</b>
<b>B-5.4</b>	<b>Mikrobielle Biomasse</b> -----	<b>49</b>
<b>B-5.5</b>	<b>pH-Wert</b> -----	<b>50</b>
<b>B-5.6</b>	<b>Lagerungsdichte (Abflußregulierung)</b> -----	<b>50</b>
<b>B-5.7</b>	<b>Schlüsse für die Bodenfunktionsbewertung</b> -----	<b>50</b>
<b>B-5.8</b>	<b>Empfehlungen für die weitere Vorgehensweise, insbesondere für die regionale Ebene</b> -----	<b>51</b>
	<b>Literaturverzeichnis</b> -----	<b>53</b>
	<b>Abbildungs- und Tabellenverzeichnis</b> -----	<b>55</b>
	<b>Anhang</b> -----	<b>57</b>

## Kurzfassung

Die Konkurrenz um die knappe Ressource Boden verschärft sich auch in Österreich. Stetig steigender Flächenverbrauch für Wohnbau, Betriebe, Gewerbe und Verkehr, die Nachfrage nach Biomasse aus land- und forstwirtschaftlichen Produkten, der Erhalt der regionalen Versorgung mit Lebens- und Futtermitteln sowie der Schutz von Böden als Standorte seltener Pflanzen erfordern eine gezielte Einbindung des Schutzgutes Böden in Raumplanungskonzepte. Dazu werden umfassende Bodeninformationen und geeignete Bewertungsmodelle als Werkzeuge benötigt.

Mit einer umfassenden Literaturstudie (Metastudie) wurde aufgezeigt, dass die derzeit im Rahmen von Bodenkartierungen oder überregionalen Bodenerhebungen standardmäßig erhobenen oder gemessenen klimasensitiven Größen, wie Humusgehalt (Gehalt an C<sub>org</sub>), Stickstoff-Nettomineralisationsrate, Lagerungsdichte, nutzbare Wasserspeicherkapazität, pH-Wert, mikrobielle Biomasse oder Verfügbarkeit von Schwermetallen in ihrer derzeitigen Form nicht geeignet sind, Wirkungen von Klimaveränderungen auf die Bodenfunktionen zu bewerten. Dies beruht vor allem auf dem fehlenden Nachweis der Klimasensitivität des Bodenkohlenstoffs, der ein zentraler Eingangsparameter für die Bewertung des Großteils der Bodenteilfunktionen ist.

Bei feldebodenkundlichen Größen (Bodenkundliche Feuchtezahl, Humusform, Überflutungsdynamik, natürlicher Bodenwert, Bodentyp) ist eine Bewertung auf Klimasensitivität nicht möglich, da sie jeweils eine zusammenfassende Klassifikation eines Faktorenkomplexes darstellen und in der Regel bisher auch nur einmal pro Gebiet erhoben wurden, daher Informationen über Veränderungen fehlen.

Für die weitere Vorgehensweise, insbesondere für die regionale Ebene, wurden Empfehlungen erarbeitet.

In Austria, a lot of competing interests struggles for the limited soil resource. Steadily increasing demand for space for urban development and industry, the growing demand for biomass from forestry and agriculture as well as for the protection of soils as sites for rare plants require an integration of soils into concepts of land use planning. Therefore extensive soil information and benchmark models are needed.

Basing on an extensive literature study (Meta study) it is shown that currently assessed and measured parameters (humus content (percentage C<sub>org</sub>), N net mineralization rates, bulk density, pH values, microbial biomass, heavy metals, water holding capacity) within the framework of soil surveys or soil monitoring systems are at least in their current form not able to evaluate the effects of climate change in respect to soil functions. This is mainly caused by the still controversial evidence on the temperature sensitivity of soil carbon dynamics, a key parameter to evaluation of soil functions.

What concerns parameters assessed in the field (ecological soil water balance, humus form, flooding dynamics, soil type, soil production class) an evaluation of sensitivity to climate change is not possible, since they are a complex expert classification of many factors on the one hand and are normally only assessed once on the other hand. Thus information about change is lacking.

Recommendations for future proceedings, especially on the regional level, have been developed.

## Zusammenfassung

Böden stehen in intensiver Wechselwirkung (Stoff- und Energieaustausch) mit ihrer Umwelt (Atmosphäre, Vegetation, Gewässer etc.). Klimaänderungen lassen gravierende Auswirkungen auf wichtige Bodenprozesse und die zentrale Bodenfunktionen wie Filter-Puffer- und Transformationsfunktion, die Ausgleichsfunktion im Wasserhaushalt, die Produktionsfunktion und die Lebensraumfunktion für Menschen, Tiere, die Vegetation und Bodenlebewesen erwarten. Temperaturanstieg sowie Veränderungen der Niederschlagsmenge, -verteilung und -intensität beeinflussen die Humusdynamik und Mineralisationsrate von Böden, das Wasserspeicher- und -rückhaltevermögen, die biologische Aktivität in Böden und anderes mehr. Indikatoren bzw. Bodenparameter, die diese Bodeneigenschaften charakterisieren, stellen wesentliche Bewertungsgrößen zur Beschreibung des Erfüllungsgrad von Bodenfunktionen dar.

Gleichzeitig verschärft sich auch in Österreich die Konkurrenz um die knappe Ressource Boden. Stetig steigender Flächenverbrauch für Wohnbau, Betriebe, Gewerbe und Verkehr, die Nachfrage nach Biomasse aus land- und forstwirtschaftlichen Produkten, der Erhalt der regionalen Versorgung mit Lebens- und Futtermitteln sowie der Schutz von Böden als Standorte seltener Pflanzen erfordern eine gezielte Einbindung des Schutzgutes Böden in Raumplanungskonzepte. Dazu werden umfassende Bodeninformationen und geeignete Bewertungsmodelle als Werkzeuge benötigt.

Boden wird als (Umwelt)Schutzgut erst seit relativ kurzer Zeit wahrgenommen. Bodenfunktionen wurden mit Ausnahme der Produktionsfunktion in Österreich bisher nicht bewertet. Erst 2012 wurde eine entsprechende ÖNORM, (L 1076) und 2013 (BMLFUW 2013) ein Grundlagenpapier zur methodischen Umsetzung einer umfassenderen Bodenfunktionsbewertung erarbeitet.

Ziel dieses Projekts war es, festzustellen, ob es mit den vorliegenden Methoden der Bodenfunktionsbewertung möglich ist, Veränderungen von Bodenfunktionen in Folge des Klimawandels abzubilden, mögliche (veränderte) Wechselwirkungen zwischen einzelnen Bodenfunktionen unter veränderten klimatischen Verhältnissen zu formulieren und dies in einem konkreten Testgebiet (Mühlviertel (OÖ)) darzustellen.

Zur Beantwortung dieser Problemstellung wurden in einem ersten Schritt diejenigen Größen zur Bodenbewertung ausgewählt, für die (a) Veränderungen unter veränderten Temperatur- bzw. Niederschlagsverhältnissen plausibel erscheinen, die (b) meß- oder erhebungstechnisch geeignet sind, solche Veränderungen auch abzubilden und welche (c) in Bodenkartierungen (Landwirtschaftliche Bodenkartierung, Finanzbodenschätzung) oder (über)regionalen Bodenerhebungen (Bodenzustanderhebungen) standardmäßig erhoben oder gemessen werden.

Manche dieser Größen reagieren auf Temperaturänderungen und geänderte Wasser- verhältnisse (unterstellt ist jeweils ein Zeithorizont von 50-100 Jahren), andere nicht, und eine dritte Gruppe von Größen reagiert zwar, ist aber aufgrund der Erhebungsmethode zur Erfassung dieser Änderungen nicht geeignet:

- a. Potentiell „klimasensitiv“: pH-Wert, Humusgehalt (=Gehalt an  $C_{org}$ ), Lagerungsdichte, nutzbare Wasserspeicherkapazität, mikrobielle Biomasse, Bodennutzung (Nutzungsart),
- b. Nicht klimasensitiv: Carbonatgehalt, Bodenart, Korngrößenverteilung (Feinboden < 2mm), Grobanteil des Bodens, Tongehalt,
- c. Potentiell „klimasensitiv“, aber aufgrund der Erhebungsmethodik (einmalige feldbodenkundliche differentialdiagnostische Expertenansprache) in Hinblick auf Veränderungen nicht verwertbar: Bodenkundliche Feuchtezahl, Humusform, Überflutungsdynamik, natürlicher Bodenwert, Bodentyp.

Für die unter a. angeführten Größen sowie das Element Stickstoff wurde mittels einer umfassenden Literaturrecherche (Datenbasis: ScienceDirect, themenspezifische Literatursammlungen BAW-IKT, BFW) ermittelt, welche qualitativen und quantitativen Veränderungen unter veränderten Niederschlags- und Temperaturverhältnissen erwartet oder gemessen werden können. Die Literatursuche wurde auf die Jahre 2002-2013 und auf die temperierte Klimazone beschränkt. In die Ergebnisse der Literaturrecherche und Metanalyse wurden nur solche Arbeiten aufgenommen, welche statistische Mindeststandards (Anzahl der Untersuchungseinheiten, numerische Ergebnisse der statistischen Testgrößen, Angabe des Testverfahrens) erfüllten. Die Auswertung der Literaturrecherche erfolgte mittels des Softwarepakets Comprehensive Metaanalysis. Für einige Themenbereiche flossen bereits publizierte Metaanalysen in die Ergebnisse mit ein. Für einige Parameter (pH-Wert, Schwermetalle, organische Schadstoffe) konnten in der gegebenen Literaturbasis nicht genügend Arbeiten gefunden werden, um eine Metaanalyse durchzuführen. Soweit möglich, wurden die Ergebnisse der Metaanalysen den Ergebnissen von Übersichtsartikeln gegenübergestellt.

Die Ergebnisse für die Primärgrößen stellen sich wie folgt dar:

**Humusgehalt (Gehalt an  $C_{org}$ ):** Aufgrund theoretischer Überlegungen (Erhöhung der Bodenrespiration [Abnahme des Indikators  $Q_{10}$  für die Bodenrespiration mit zunehmender Temperatur entsprechend der Arrheniuskurve]) und damit einhergehender rascherer Umsetzung organischer Substanz und des Abbaus von Bodenkohlenstoff wird häufig von einem Verlust von Bodenkohlenstoff in Folge des Klimawandels ausgegangen; ebenso wird postuliert, dass eine Steigerung der Nettoprimärproduktion diese Verluste weitgehend ausgleichen könnte. Ergebnisse von Metaanalysen und Überblicksarbeiten zeigen, dass mit aktuellem Wissenstand eindeutige Aussagen zur Entwicklung der Bodenkohlenstoffbilanz nicht möglich sind, da zahlreiche Unsicherheiten die Ergebnisse beeinflussen (unterschiedliche Temperatursensitivität unterschiedlich definierter Kohlenstoffpools, methodische Probleme bei der Messung von Abbauraten, Einfluss von Zusatzfaktoren wie Änderungen der Wasserbilanz, Änderung der atmosphärischen  $CO_2$  Konzentration, Landnutzungsänderungen, Unsicherheiten bei der Bilanzierung zwischen erhöhtem Kohlenstoffinput aufgrund erhöhter Netto-Primärproduktion und Abbau der organischen Substanz im Boden). Da aktuelle Versionen von Modellen zur Prognose von Bodenkohlenstoffvorräten (z.B. RothC, Biome-BGC, DAYCENT) auf expliziten Annahmen basieren, welche diese Unsicherheiten nicht reflektieren, müssen die (zahlreichen) auf diesen Modellen basierenden Ergebnisse ebenfalls als unsicher betrachtet werden.

Es existieren wenige regionale Untersuchungen zur Veränderung von Bodenkohlenstoffvorräten über Perioden von  $> 10$  Jahren. Die Ergebnisse der vorliegenden Studien zeichnen ein uneinheitliches Bild: Es wurden sowohl leichte Abnahmen des Bodenkohlenstoffvorrates mit steigender Temperatur gefunden, als auch keine Änderungen festgestellt. Die Primärgröße kann daher in Bezug auf Klimasensitivität weder quantitativ noch qualitativ bewertet werden.

Metaanalytisch gesichert ist Zunahme der **Stickstoff**-Nettomineralisationsrate mit der Temperaturzunahme. Mehrere Analysen belegen einen positiven Zusammenhang mit der Nettoprimärproduktion, aber auch einen schwach positiven Zusammenhang mit dem Vorrat an Bodenkohlenstoff.

Die Metaanalyse zwischen den Größen **Lagerungsdichte** und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden ergab einen wenig straffen, aber hochsignifikanten Zusammenhang. Damit kann eine wesentliche Eingangsgröße für die Berechnung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität (**nWSK**) in Bezug auf Klimasensitivität nicht beurteilt werden. Das ist besonders bedauerlich, weil die nWSK eine Eingangsgröße zur Bewertung mehrerer Bodenteilfunktionen ist.

Zur potentiellen Veränderung des **pH-Wertes** mit Temperatur- und Niederschlagsänderungen liegen zu wenige Arbeiten vor, um sie einer Metaanalyse unterziehen zu können. Einzelne Arbeiten belegen einen sehr leichten Anstieg oder weisen keine Veränderung nach.

Eine Zunahme des Gehaltes an **mikrobieller Biomasse** mit steigender Temperatur kann auf Basis der vorliegenden Literatur ausgeschlossen werden. Eine geringfügige Abnahme der mikrobiellen Biomasse kann auf Basis der Literaturanalyse nicht ausgeschlossen werden. Gut gesichert sind Verschiebungen von Artengruppen innerhalb der mikrobiellen Biomasse.

Zur potentiellen Veränderung der **Verfügbarkeit von Schwermetallen** liegen zu wenige Arbeiten vor, um sie einer Metaanalyse unterziehen zu können. Einzelne Arbeiten experimenteller Natur belegen erhöhte Mobilität einiger Schwermetalle mit Bodentrockenheit bzw. erhöhten Temperaturen.

Aus dem oben Gesagten werden folgende Schlüsse gezogen:

1. Für keine Primärgröße der Bodenfunktionsbewertung konnte Klimasensitivität auf Basis der Literaturstudien eindeutig quantitativ nachgewiesen werden. Dies beruht vor allem auf dem fehlenden Nachweis der Klimasensitivität des Bodenkohlenstoffs, der ein zentraler Eingangsparameter für die Bewertung des Großteils der Bodenteilfunktionen ist.
2. Bei feldbodenkundlichen Parametern (Bodenkundliche Feuchtezahl, Humusform, Überflutungsdynamik, natürlicher Bodenwert, Bodentyp) ist eine Bewertung auf Klimasensitivität nicht möglich, da sie jeweils eine zusammenfassende Klassifikation eines Faktorenkomplexes darstellen und bisher i.d.R. nur einmal erhoben wurden.
3. Die Methodik der Bodenfunktionsbewertung ist in ihrer derzeitigen Form nicht geeignet, Wirkungen von Klimaveränderungen auf die Bodenfunktionen zu bewerten.
4. Das widersprüchliche Bild in Bezug auf die Temperatursensitivität von (Boden)kohlenstoff resultiert neben der Vielzahl von Prozessen, die von unterschiedlichen Faktoren beeinflusst werden, auch aus dem Einsatz einer Vielzahl unterschiedlicher Verfahren und Methoden. Während etwa im Zuge der Waldschadensforschung auf nationaler und internationaler Ebene einheitliche Methodenkataloge und Verfahrensnormen entwickelt wurden, um eine bessere Vergleichbarkeit der gemessenen Größen zu erreichen, steht dies in diesem Forschungsfeld noch aus.
5. Viele wichtige Größen wie die Bodenrespiration bzw. der Faktor Q10 werden nur auf ausgewählten Standorten gemessen. Dringend nötig wäre eine allgemeine Einführung in bestehende Messnetze der Bodenuntersuchung, einerseits um die Datenbasis zu vergrößern, andererseits um die Spannweiten der Meßgrößen in Bezug auf Ökosystemtypen oder politische Einheiten zu erfassen.



## Abstract

Soils interact intensively (substance and energy fluxes) with their environment (atmosphere, vegetation, waters etc.). With climate change grave consequences to important soil processes and central soil functions like filter, puffer and transformation functions are expected as well as to the mediating function in respect to water balance, the yield function and the habitat function for plants, animals and human beings. Temperature increase and changes of precipitation quantity, distribution and intensity influence humus dynamics and mineralisation rates of soils, water storage capacity and water retention capacity, the biological activity within the soils and others more. Indicators and soil parameters, which characterize these soil properties, are important benchmarks for appraising the degree of performance of soil functions.

Simultaneously the competition for the scarce soil resources intensifies in Austria, too. Increasing land consumption for urban settlement and industry, the demand for biomass from agriculture and forestry as well as the protection of soils as habitat for rare (plant) species demand a purposeful integration of soils as subjects of protection into concepts of land planning. To this end, extensive soil information is needed as well as tools like suitable valuation models.

Soils have been noticed as subjects of protection only for a short time. Soil functions haven't been appraised with the exception of the yield function so far. Only in 2012 an Austrian standard ÖNORM L 1076 was published, followed by a background paper on the methodological implementation of a more comprehensive appraisal of soil functions (BMLFUW 2013).

The aim of this study was to assert if the existing methods of appraisal of soil functions are adequate to reflect changes in soil functions as a consequence of climate change. Furthermore it was planned to formulate possible (changed) interactions between individual soil functions and to illustrate these findings within a pilot area (Mühlviertel, Upper Austria).

Our approach to this problem was to select those indicators and parameters for appraisal of soil functions (a) for which changes with changing temperature and precipitation conditions were assumed as plausible (b) which are assessed or measured in a suitable way to reflect such changes and (c) are part of the standard parameter sets measured or assessed within the soil surveys or soil monitoring schemes in Austria.

Some of these indicators and parameters react to changes in temperature and soil water conditions (a time horizon of 50 to 100 years was assumed), while others so not, while a third group react to changes, but are not suitable for an assessment of change due to methodological problems.

- Potentially „sensitive to climate change“: pH-value, humus content (= content of  $C_{org}$ ), bulk density, water storage capacity, microbial biomass, land use.
- not „sensitive to climate change“: carbonate content, soil texture, particle size distribution (fine soil < 2mm), coarse fraction, clay content.
- Potentially „sensitive to climate change“, but due to assessment methods not suitable to reflect changes (one time expert-based multi-factorial assessment in the field): field classification of water balance, humus form, inundation dynamics, classification of soil value, soil type.

For indicators and parameters from bullet point (a) as well as the main nutrient nitrogen it was determined by an extensive literature search (data base: ScienceDirect, literature collections from BAW-IKT, BFW) which qualitative and quantitative changes under changing conditions of temperature and precipitation could be expected or measured.

The literature search was limited to the years 2005-2013 and the zone of temperate climate. Further on, only publications, which fulfilled minimum standards in respect to test statistics were included to the results of the literature search and used for meta analysis. The analysis of the literature search was done by the software package Comprehensive Metaanalysis. For some thematic fields published meta analyses were used. For some parameters the literature base did not yield enough results for calculating a meta analysis. As far as possible, the results of the meta analyses were compared to the result of review papers.

Results:

**Humus content (content  $C_{org}$ ):** Based on theoretical considerations (increase of soil respiration [decrease of indicator  $Q_{10}$  for soil respiration with increasing temperature following the Arrhenius curve] and faster transformation of organic substance, soil carbon loss) loss of soil carbon is frequently predicted; equally it is often postulated that an increase of net primary production due to climate change could mitigate this loss. Results from meta analyses and review papers show, that definite conclusions cannot be drawn in the present, since numerous uncertainties influence the evaluation of the results (different temperature sensitivities of differently defined carbon pools, methodological problems measuring decomposition rates, influence of further, so called „confounding factors“ like changes in the water balance, changes of the atmospheric  $CO_2$ -concentration, land use changes as well as uncertainties in balancing increasing carbon input due to increasing net primary production on the one hand and increasing decomposition of organic substance in the soil on the other hand). Since current versions of widely used models to predict soil carbon stocks base on explicit assumptions ( $Q_{10}$ -curve), which do not reflect these uncertainties, the results of these models also have to be considered as uncertain.

A meta analysis on the change of soil carbon stocks within a period of more than ten years, based on regional to national soil monitoring networks gives a heterogeneous picture: While on the whole no significant changes were found, single studies found minor decrease in soil carbon, while others found no significant change.

As a result of this the parameter soil carbon content cannot be appraised, neither quantitatively nor qualitatively.

The increase of **nitrogen** net mineralisation with increasing temperature is significant, based on a meta analysis. Various meta analyses support a positive correlation between net primary production and nitrogen supply as well as a slightly positive correlation with soil carbon stock.

A meta analysis of the potential correlation between soil carbon content and **bulk density** showed a highly significant, slightly negative correlation. As a consequence an important input parameter for the calculation of water storage capacity cannot be appraised in respect to climate sensitivity. That's especially unfortunate, since water storage capacity is an input variable for the appraisal of several soil (sub-)functions.

Potential change of the **pH-value** due to temperature and precipitation changes could not be evaluated by a meta analysis, since publications on this subject are rare. The existing few publications found a slight increase or no changes.

Based on the results of our literature search an increase of microbial biomass with increasing temperature is out of question, while a slight decrease of microbial biomass cannot be refuted. There are, however, highly significant changes in species groups within the microbial biomass.

Potential change of **heavy metal availability** due to temperature and precipitation changes could not be evaluated by a meta analysis, since publications on this subject are rare. Some publications based on greenhouse or warming experiments indicated increased mobility of some heavy metals due to increasing temperature or soil drought.

From the above following conclusions may be drawn:

1. On the basis of our literature search quantitative proof for the climate sensitivity couldn't be found for any of the primary parameters for the appraisal of soil functions. This is mainly due to the lacking quantitative proof to climate sensitivity of soil carbon, soil carbon being a central input parameter to the appraisal of the bigger part of soil functions.
2. Parameters of field assessment like field classification of water balance, humus form, inundation dynamics, classification of soil value and soil type cannot be appraised in respect to climate sensitivity since they are an integral evaluation of a complex of factors and have been only assessed once.
3. The methods of appraisal of soil functions are not suitable in their current form to appraise the effects of climate change to soil functions.
4. The inconsistent results found in respect to temperature sensitivity of (soil) carbon is on the one hand caused by a multitude of processes, which are influenced by multiple factors; on the other hand it is caused by the use of a multitude of different methods and protocols. While, for example, in the course of the research on forest die-back norms, standard protocols and methodologies were developed in order to achieve a better comparability of measurements, this lacks in this field of research.
5. Important parameters like soil respiration (factor Q10) are measured only at few selected sites. It is highly desirable to introduce these parameters into the standard measuring set of existing soil monitoring and soil survey networks in order to broaden the data base as well as capturing the range of these parameters in respect to ecosystem types or (regional) political units.



## B-1 Einleitung

### B-1.1 Problemstellung

Böden stehen als offene Systeme in intensiver Wechselwirkung (Stoff- und Energieaustausch) mit ihrer Umwelt (Atmosphäre, Vegetation, Gewässer etc.) und den benachbarten Bodeneinheiten. Klimaänderungen lassen daher auch gravierende Auswirkungen auf wichtige Bodenprozesse und die zentralen Bodenfunktionen wie Filter- Puffer- und Transformationsfunktion, die Ausgleichsfunktion im Wasserhaushalt, die Produktionsfunktion und die Lebensraumfunktion für den Menschen, Tiere, Vegetation und Bodenlebewesen erwarten. Temperaturanstiege, Veränderungen der Niederschlagsmenge, -verteilung und -intensität und zunehmende und heftigere Extremwetterereignissen beeinflussen vor allem die Humusdynamik und Mineralisationsrate von Böden, das Wasserspeicher- und -Rückhaltevermögen, die biologische Aktivität in Böden und das Erosionsrisiko durch Wind und Wasser. Indikatoren bzw. Bodenparameter, die diese Bodeneigenschaften charakterisieren, stellen wesentliche Bewertungsgrößen zur Beschreibung des Erfüllungsgrads von Bodenfunktionen dar.

Gleichzeitig verschärft sich auch in Österreich die Konkurrenz um die knappe Ressource Boden. Stetig steigender Flächenverbrauch für Siedlungen und Gewerbe, die Nachfrage nach Biomasse aus land- und forstwirtschaftlichen Produkten sowie der Schutz von Böden als Standorte seltener Pflanzen erfordern eine gezielte Einbindung des Schutzgutes Böden in Raumplanungskonzepte sowie die Verfügbarkeit geeigneter Werkzeuge und umfassender Bodeninformationen.

Boden wird als (Umwelt)Schutzgut allerdings erst seit relativ kurzer Zeit wahrgenommen. Bodenfunktionen mit Ausnahme der Produktionsfunktion wurden bisher nicht bewertet. Erst in den letzten Jahren wurde in Österreich die Bewertung von Bodenfunktionen in der Forschung und im Rahmen internationaler Projekte wie TUSEC-IP oder UrbanSMS (Landeshauptstadt München, 2006; Landeshauptstadt Stuttgart, 2012) vorangetrieben. Dabei wurden Leitfäden und Strategien für eine verbesserte Integration von Bodenschutzbelangen in Raumplanungsverfahren erarbeitet und erste Werkzeuge zur Bodenfunktionsbewertung in Testregionen erstellt. Auf nationaler Ebene wird vor allem in den Bundesländern Oberösterreich und Salzburg intensiv an der verstärkten Berücksichtigung der Bodenfunktionsbewertungen im Raumplanungsverfahren gearbeitet (Baumgarten et al., 2013, Knoll et al. 2010, Knoll et al. 2011). Damit stehen erste Ansätze für transparente und nachvollziehbare Methoden zur Bewertung wesentlicher Bodenfunktionen (Teilfunktionen Standort für Bodenorganismen, Standortpotential für natürliche Pflanzengesellschaften, natürliche Bodenfruchtbarkeit, Abflussregulierung, Filter und Puffer für [Schad]stoffe, Puffer für saure Einträge) in Österreich zur Verfügung.

Für eine erfolgreiche Implementierung der derzeit vorgeschlagenen methodischen Funktionsbewertungen sind allerdings eine Reihe von Fragen zu klären. So ist z.B. eine Validierung der vorgeschlagenen Methoden für das österreichische Bundesgebiet durchzuführen, da die Bewertungsverfahren im Wesentlichen im bundesdeutschen Raum (Baden Württemberg) entwickelt wurden. Zusätzlich ist abzuklären, welche Unterschiede an Datengrundlagen existieren und welche eventuellen Vor- bzw. Nachteile aus geänderten Eingangsdaten resultieren.

Zwei wesentliche Fragestellungen, die sich aus den Aktivitäten rund um die Bewertung einzelner Bodenfunktionen ergeben, sind:

- die Einbettung einzelner Bodenfunktionsbewertungen in eine integrativen Zusammenschau, die auch die – derzeit nicht oder widersprüchlich bewerteten - Wechselwirkungen zwischen einzelnen Indikatoren und Bewertungsparametern berücksichtigt. Hier müssen Ansätze entwickelt werden, um die Multifunktionalität von Böden darstellen zu können.

- die Überprüfung, ob die derzeit gewählten Indikatoren zur Bewertung der einzelnen Bodenfunktionen geeignet sein werden, die Auswirkungen des Klimawandels abzubilden.

Obwohl zum jetzigen Zeitpunkt unsicher ist, ob, wann und in welcher Form die derzeit in Ausarbeitung befindliche europäische Bodenrahmenrichtlinie implementiert wird, ist aufgrund der zur Verfügung stehenden Berichte (EC, 2006a,b) auf europäischer Ebene doch klar, dass der Fokus eines zukünftigen europäischen Bodenschutzes, in den auch der Erhalt der Bodenfunktionen integriert ist, auf acht verschiedene Bedrohungen (sealing, erosion, loss of organic matter, salinisation, contamination, loss of biodiversity, compaction, debris flow) gelegt werden wird. Es stellt sich die Frage, inwieweit sich die derzeit in Österreich diskutierten Bodenfunktionsbewertungen in Einklang mit den auf europäischer Ebene diskutierten Schemata befinden. Die Frage nach der Änderung von Bodenfunktionen durch Bodenerosion wird im derzeitigen Diskurs in Österreich nicht gestellt.

## **B-1.2 Ziele des Projektes**

### **Erstellung eines Orientierungsrahmen zur Bewertung von Teilbodenfunktionen**

Für die Verwendung von Indikatoren und ihrer Parameter zur Bewertung von Teilbodenfunktionen in gemäßigten Klimaräumen wird ein Orientierungsrahmen generiert. Dieser Rahmen soll in weiterer Folge in Nachfolgeprojekten als Basis für ein integrales Konzeptmodell zur Bodenfunktionsbewertung für Österreich, speziell auch unter den Auswirkungen von Klimaänderungen dienen. Dabei sollen für die Funktionen des Bodens als Filter-, Puffer- und Transformationsmedium, als Ausgleichskörper für den Wasserhaushalt, als Standort für Produktion von Kulturpflanzen und seltene Pflanzen, und als Lebensraum jeweils Metaanalysen aller verfügbaren Publikationen über Indikatoren für diese Funktionen abgerufen werden. Nach einem Abgleich der für gemäßigte Klimate publizierten Indikatoren mit den in Österreich bisher vorgeschlagenen Methoden soll in einem weiteren Schritt ein Indikatorenraster mit Auftreten und Anzahl der in der Literatur genannten Indikatoren zur Ermittlung bestimmter Bodenfunktionen erzeugt werden. Dieser Raster dient als Kristallisationskern einer zusammenfassenden Darstellungsmatrix der Wechselwirkungen zwischen den Indikatoren der einzelnen Bodenfunktionen. Parametersensitivitäten können mit diesem Ansatz qualitativ bewertet und evaluiert werden.

### **Anwendung des Orientierungsrahmen Teilgebieten Oberösterreichs**

Am Beispiel einer Modellregion, des oberösterreichischen Mühlviertels bzw. Linzer Zentralraums sollte eine Projektion der Wechselwirkungsmatrix in ein reales Gebiet erfolgen. Ziel dabei war, die in Österreich verfügbaren Datengrundlagen der im Projekt erzeugten Indikatorenmatrix gegenüberzustellen und die Reaktion der Indikatorenmatrix unter geänderten Klimabedingungen (z.B. Kölling, 2011; Birngruber et al. 2011) und geänderten Bewirtschaftungsmethoden bzw. Landnutzungen zu ermitteln. Dabei sollte festgestellt werden, welche Indikatoren geeignet erscheinen, unter den Bedingungen des Klimawandels Aussagen über die Änderung der Funktionsfähigkeit unserer Böden zu machen. Am Beispiel der Modellregion sollten auch eventuelle Defizite an Datengrundlagen identifiziert und Vorschläge für eine optimierte Datensammlung im Zusammenhang zwischen Klimawandel, Bewirtschaftung bzw. Landnutzung und Bodenfunktionsbeschreibung gemacht werden.

## **B-2 Methodik**

### **B-2.1 Methoden der Bodenfunktionsbewertung**

#### **B-2.1.1 Allgemeines**

Ziel der Bodenfunktionsbewertung ist es, dem Schutzgut Boden in Planungs- und Genehmigungsverfahren eine angemessene Wertigkeit angedeihen zu lassen.

Die folgende Übersicht gibt einen Überblick über die Systematik der Bodenfunktionen nach aktuellem Stand der Rechtslage in Österreich. Fett markiert sind die Funktionen bzw. Teilfunktionen, zu denen im vorliegenden Projekt Literaturrecherchen bzw. Metaanalysen durchgeführt wurden.

#### **1 Lebensraumfunktion**

1.1 Lebensgrundlage und Lebensraum für den Menschen

#### **1.2 Lebensgrundlage und Lebensraum für Bodenorganismen**

##### **1.2a Lebensraum für Bodenorganismen**

1.2b Genreservoir, Biodiversität

#### **1.3 Lebensgrundlage und Lebensraum für Pflanzen**

##### **1.3a Standortpotential für natürliche Pflanzengesellschaften**

##### **1.3b Natürliche Bodenfruchtbarkeit**

#### **2 Bestandteil des Naturhaushalts**

##### **2.1 Funktion des Bodens im Wasserhaushalt**

###### **2.1a Abflussregulierung**

2.1b Beitrag zur Grundwasserneubildung

2.1c Thermische Ausgleichsfunktion / „Cooling Factor“

##### **2.2 Funktion des Bodens im Stoffhaushalt**

###### **2.2a Nährstoffpotential und Nährstoffverfügbarkeit**

2.2b Kohlenstoffspeicher

2.2c Gashaushalt

#### **3 Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium**

##### **3.1 Filter und Puffer für anorganische sorbierbare (Schad-)Stoffe**

##### **3.2 Filter und Puffer für organische (Schad-)Stoffe**

##### **3.3 Puffer für saure Einträge**

#### **4 Archivfunktion**

4.1 Archiv der Naturgeschichte

4.2 Archiv der Kulturgeschichte

Bei der Bewertung der Bodenfunktionen wird im Allgemeinen folgender Ablauf eingehalten:

- Darstellung des Planungsraums, Bestimmung des Planungsmaßstabs, Festlegung der für den spezifischen Planungsfall relevanten Bodenfunktionen.
- Ermittlung und Zusammenführung der verfügbaren Daten
- Ableitung der für die Bodenfunktionsbewertung notwendigen Parameter.
- Bewertung der Bodenfunktionen anhand der Verknüpfung der durch die gewählte Methode vorgegebenen Parameter (parametergestützte Bewertung) bzw. anhand der Interpretation der Klassenzeichen der Bodenschätzung (Bewertung durch einfache Zuordnung) zu einem Funktionserfüllungsgrad (FEG) in fünf Stufen von 1 sehr gering, 2 gering, 3 mittel, 4 hoch bis 5 sehr hoch.

Dabei handelt es sich um eine Ordinalskalierung, d.h. eine Rangordnung, die lediglich mit Zahlen codiert ist, aber keine numerischen Werte darstellt. Das bedeutet z.B., dass Stufe 2 sich eindeutig von Stufe 1 unterscheidet, das Intervall jedoch nicht definiert ist. Mit Rangordnungen dieser Art können nur qualitative Vergleiche (kleiner/größer) durchgeführt werden.

Eine Übersicht über die im deutschen Sprachraum verwendeten Methoden findet sich in BMLFUW (2013).

Für das vorgesehene Testgebiet, das Mühlviertel in Oberösterreich, liegt eine parametergestützte Bodenfunktionsbewertung (Amt der OÖLReg 2013) vor. Für das vorliegende Projekt wurden daher die dieser Bodenfunktionsbewertung zugrunde liegenden Methoden übernommen (vgl. Kapitel 2.1.2ff).

Zur flächigen Bewertung der Bodenfunktionen sollte ebenso wie in Amt der OÖLReg (2013) die digitale landwirtschaftliche Bodenkarte im Maßstab 1:25.000 (BFW, ohne Jahr) mit den darin hinterlegten Daten herangezogen werden.

**B-2.1.2 Bodenfunktion: Lebensraumfunktion**

**B-2.1.2.1 Bodenteilfunktion „Standort für Bodenorganismen“**

Böden sind Lebensraum für eine Vielzahl von Lebewesen, darunter auch hoch spezialisierte Arten. Die Bodenorganismen erfüllen im Naturhaushalt eine Reihe von Aufgaben, die für viele weitere Bodenfunktionen eine erhebliche Rolle spielen. Ohne die Aktivität der Bodenorganismen und die Mineralisierung der organischen Substanz wäre der Nährstoffkreislauf nicht geschlossen und die Nährstoffversorgung der Pflanzen nicht gegeben. Für den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit sind sie demnach unerlässlich. Einen wesentlichen Einfluss hat das Bodenleben weiters auf die Struktur des Bodens und somit auf dessen Luft- und Wasserhaushalt. Auch die Filter- und Transformationsfunktion, also etwa die Umwandlung von organischen Schadstoffen zu ungefährlichen Metaboliten, wäre ohne die Bodenorganismen stark herabgesetzt.

Anstatt – wie etwa im Naturschutz üblich – einzelne Arten oder Artengruppen herauszugreifen, wird mit dem potentiellen Gehalt eines Bodens an mikrobieller Biomasse ein Indikator für das gesamte Bodenleben herangezogen. Mit der Methode nach BVB (2005) wird dem Boden eine bodenbiologisch definierte Lebensgemeinschaft und in weiterer Folge ein potentieller Gehalt an mikrobieller Biomasse zugewiesen und bewertet.

Methode: Bundesverband Boden (2005)

Bewertungskriterium: mikrobielle Biomasse

Eingangsparameter: pH-Wert, Bodenkundliche Feuchtezahl, Bodenart, Bodennutzung, Humusform

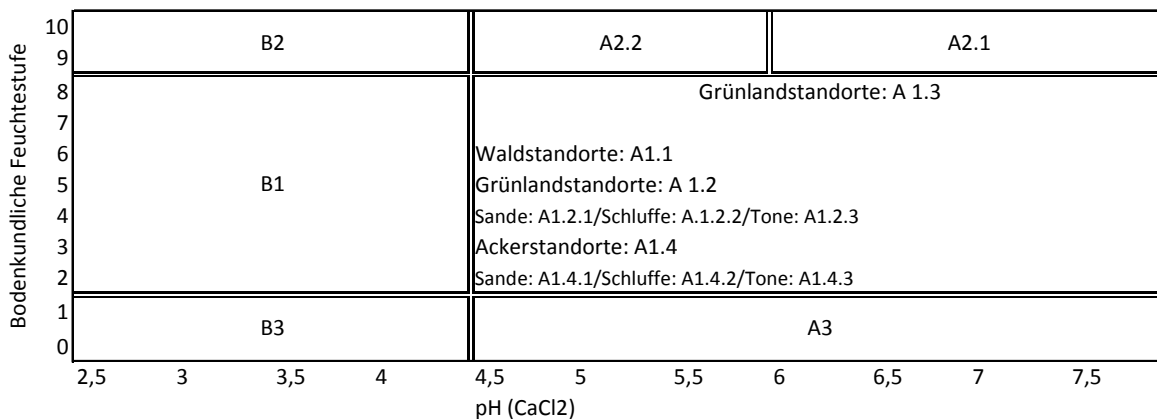


Abbildung B-1: Bewertungsschema Mikrobielle Biomasse und Artengruppen Bodenfauna



Tabelle B-1: Bewertungsschema zum Gehalt mikrobieller Biomasse

Bodenlebensgemeinschaft	Nutzung	Bodenkundliche Feuchtstufe	Gehalt an mikrobieller Biomasse
A1.2.1	Grünland	2-7	mittel
A1.2.2	Grünland	2-7	hoch
A1.2.3	Grünland	2-7	sehr hoch
A1.4.1	Acker	2-8	gering
A1.4.2	Acker	2-8	mittel
A1.4.3	Acker	2-8	hoch

Tabelle B-2: Zuordnungsschema Gehalt an mikrobieller Biomasse zu Funktionserfüllungsgraden

Gehalt an mikrobieller Biomasse	Funktionserfüllungsgrad (FEG)
-	sehr gering
gering	gering
mittel	mittel
hoch	hoch
sehr hoch	sehr hoch

**B-2.1.2.2 Bodenteilfunktion „Standortpotential für natürliche Pflanzengesellschaften“**

Jeder Boden hat eine Funktion als Standort für die natürliche Vegetation. Je nach Wasser- und Nährstoffhaushalt sowie geomorphologischen und klimatischen Bedingungen bietet er – unabhängig von der aktuellen Vegetationsdecke – die Voraussetzung für die Entwicklung einer bestimmten Pflanzengesellschaft (potentiell natürliche Vegetation). Böden mit extremen Standorteigenschaften wie Feucht- und Trockenstandorte oder sehr nährstoffarme Standorte haben eine besondere Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz, da diese durch Meliorationsmaßnahmen im Zuge der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung selten geworden sind. Zur Sicherung der Lebensgemeinschaften auf diesen oft isolierten Standorten können diese untereinander vernetzt werden (Biotopverbund). Daher ist es wichtig zu wissen, wo Böden mit vergleichbarem Standortpotential liegen. Die naturschutzfachliche Bedeutung von Pflanzengesellschaften kann regional sehr unterschiedlich sein. Neben Extremstandorten, die generell als selten einzustufen sind, können – je nach regionaler Landschaftsausprägung – auch sonstige Böden eine hohe (regionale) Bedeutung haben. Eine Bewertung dieser Standorttypen wird daher im regionalen Kontext durch einen Experten vorgenommen.

Methode: Bayerisches Geologisches Landesamt und Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (2003)

Bewertungsablauf:

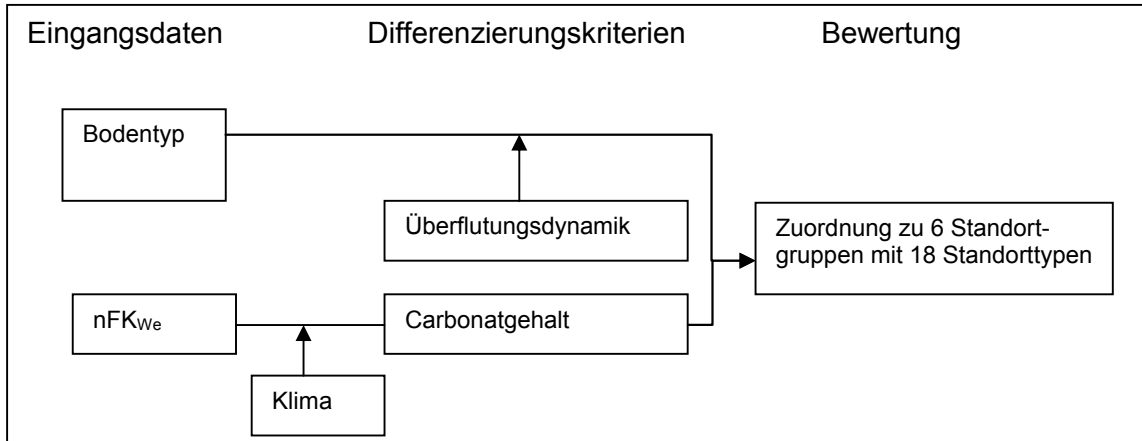


Abbildung B-2: Bewertungsschema zu den Standortgruppen und Standortstypen für die Bodenteilfunktion Standortpotential für natürliche Pflanzengesellschaften

Tabelle B-3: Zuordnung von Böden zu Standortgruppen bzw. Standorttypen sowie Bewertung des Standortpotenzials, Zuordnung der Funktionserfüllungsgrade, Sonderstandorte

Standort-Gr. und Typ	Kriterium	Differenzierung	Bodenkundlicher Standorttyp	Bewertung	Wert-klas-sen
1. Extrem wasserbeeinflusste Standorte					
1a	Hochmoor (Bodentyp HH, nicht entwässert)		Nährstoffarme, organogene Substrate	sehr hoch	5
1b	Niedermoor (Bodentyp HN, nicht entwässert)		Nährstoffreiche, organogene Substrate	sehr hoch	5
2. Auenböden					
2a	Bodentyp GG-A*, A*-GG oder GGa	Grundwasserstand < 8dm	Auenböden mit Grundwassereinfluss	sehr hoch	5
2b	Bodentyp **-A, A*-** oder a**außer Bodentyp aus 2a	rezent regelmäßig überflutet	rezent überflutete Auenböden	sehr hoch	5
2c	Bodentyp **-A, A*-** oder a**außer Bodentyp aus 2a	nicht mehr rezent überflutet	nicht mehr rezent überflutete Auenböden	regional	
3. Grundwasserbeeinflusste Böden:					
3a	Bodenhaupttyp GH, GN, GM und GGh		Böden mit potenziell langanhaltend oberflächennahem Grundwassereinfluss	sehr hoch	5
3b	Bodenhaupttyp GG		Böden mit potenziellem Grundwassereinfluss	regional	
4. Stauwasserbeeinflusste Böden:					
4a	Bodenhaupttyp SS, -SH, -SG		Böden mit potenziell starkem Stauwassereinfluss	regional	
5. Trockenstandorte:					
5a	nFK <sub>We</sub> < 30 mm <sup>2</sup>	carbonathaltig	Extrem trockene Standorte, Bodentypen: Syrosem, Ranker, Regosol, Rendzina, Pararendzina	sehr hoch	5
5b		nicht carbonathaltig		sehr hoch	5
5c	nFK <sub>We</sub> > 30 bis <60 mm <sup>2</sup>	carbonathaltig	sehr trockene Standorte, Bodentypen: Ranker, Rendzina, Mullrendzina, Pararendzina, Pelosol, Podsol	hoch	4
5d		nicht carbonathaltig		hoch	4

Tabelle B-4: Zuordnung von Böden zu Standortgruppen bzw. Standorttypen sowie Bewertung des Standortpotenzials, Zuordnung der Funktionserfüllungsgrade, Klimaxstandorte

Standort-Gr. und Typ	Kriterium	Differenzierung	Bodenkundlicher Standorttyp	Bewertung	Wert-lassen
6. Standorte ohne extremen Wasserhaushalt:					
6a	nFK <sub>We</sub> > 60 bis < 140 mm <sup>2</sup>	carbonathaltig	Böden mit geringem Wasserspeichervermögen,	regional	
6b		nicht carbonathaltig	Bodentypen: flachgründige Braunerde, Podsol	regional	
6c	nFK <sub>We</sub> > 140 bis < 220 mm <sup>2</sup>	carbonathaltig	Böden mit mittlerem Wasserspeichervermögen,	regional	
6d		nicht carbonathaltig	Bodentypen: mittelgründige Braunerde, mittel bis schwach pseudovergleyt oder grundwasserbeeinflusst	regional	
6e	nFK <sub>We</sub> > 220	carbonathaltig	Böden mit hohem Wasserspeichervermögen,	regional	
6f		nicht carbonathaltig	Bodentypen: tiefgründige Braunerde und Parabraunerde, mittel bis schwach pseudovergleyt oder grundwasserbeeinflusst	regional	

**B-2.1.2.3 Bodenteilfunktion „natürliche Bodenfruchtbarkeit“ = Produktionsfunktion**

*Methode:* angelehnt an Ministerium für Umwelt Baden Württemberg (1995)

Die bisher in Deutschland und Österreich zur Anwendung gekommenen Bewertungsmethoden der Produktionsfunktion auf Basis der Bodenschätzungsdaten bedienen sich der Interpretation der Acker- bzw. Grünlandzahlen. Diese werden über den Acker- bzw. Grünlandschätzungsrahmen aus einem Klassenzeichen abgeleitet, das sich im Acker aus Bodenart, Zustandsstufe (Ausdruck der Gesamtbeschaffenheit des Bodens) und Entstehungsart (Gliederung im Hinblick auf die mechanischen Kräfte, welche die geologische Entstehung der Böden bewirkt haben) zusammensetzt. Die Berücksichtigung der organischen Substanz erfolgt bei der Zuweisung des Bodens zu einer Zustandsstufe - diese ist ein Sammelbegriff für die Bodeneigenschaften - durch den Bodenschätzer.. Das heißt, dass neben dem Humusgehalt auch noch andere Größen (Gründigkeit etc.) die Zustandsstufenzuweisung beeinflussen und dadurch das Gewicht der organischen Bodensubstanz geringer wird. Käme es durch eine Klimaveränderung nun zu einer Veränderung des Humusgehaltes während alle anderen Größen der Zustandsstufe gleichblieben, würde sich dies, je nach subjektiver Einschätzung des Bodenschätzers, in einer veränderten Zustandsstufe niederschlagen. Abhängig von der Stärke der Zustandsstufenverringering würde dies dann zu einem verminderten Funktionserfüllungsgrad führen, wenn die Acker- bzw. Grünlandzahl dadurch in eine niedrigere Werteklasse fallen würde.

In Oberösterreich stützte sich die landesweit erfolgte Bodenfunktionsbewertung auf die Daten der Bodenkartierung. Hier wurden die Attributdaten zum natürlichen Bodenwert (z.B. mittelwertiges Ackerland, geringwertiges Grünland etc.) der Böden direkt in einen Funktionserfüllungsgrad übersetzt. Die Einschätzung des natürlichen Bodenwerts bei der Bodenkartierung erfolgt nach folgenden Kriterien (BFW, o.J.)

- Ökologische Wasserverhältnisse
- Oberflächenform
- Neigungsgrad

- Neigungsrichtung
- Klimaverhältnisse

Hier findet man zwar die Wasserverhältnisse als Einflußkriterium wieder, die organische Substanz bleibt jedoch unberücksichtigt (abgesehen von der indirekten Beeinflussung der ökologischen Wasserverhältnisse von der organischen Substanz). Bei der Bewertung würde daher eine Veränderung des Humusgehaltes nicht unmittelbar im Funktionserfüllungsgrad einen Niederschlag finden.

Die Bewertung erfolgt unmittelbar auf Basis der in der eBOD vorgenommenen Einstufung der Nutzbarkeit einer Bodenform, die sich aus folgenden Boden-/Standorteigenschaften ableitet: Ökologische Wasserverhältnisse, Oberflächenform, Neigungsgrad, Neigungsrichtung, Klimaverhältnisse.

Tabelle B-5: Zuordnung von Böden zu Funktionserfüllungsgraden, Produktionsfunktion

Nutzungsempfehlung gemäß eBOD	FEG
Grünland geringwertig, Ackerland geringwertig	1
Grünland geringwertig	
Ackerland geringwertig	2
Grünland mittelwertig, Ackerland geringwertig	
Grünland mittelwertig	3
Ackerland mittelwertig	
Grünland mittelwertig, Ackerland mittelwertig	4
Grünland hochwertig	
Grünland hochwertig, Ackerland mittelwertig	5
Ackerland hochwertig	
Grünland hochwertig, Ackerland hochwertig	

**B-2.1.3 Bodenfunktion: Funktion des Bodens im Wasserhaushalt**

**B-2.1.3.1 Bodenteilfunktion Abflussregulierung**

Böden wirken durch Aufnahme von Niederschlägen und zeitlich verzögerter Abgabe ausgleichend auf den Wasserhaushalt und somit der Entstehung von Hochwässern entgegen. Die Bodenfunktionsbewertung gibt für die Abflussregulierungsfunktion als wesentliche Primärparameter Skelettanteil, Horizontmächtigkeit, Lagerungsdichte, Textur, Humusgehalt, Grundwassereinfluss, Stauwassereinfluss, Hangneigung und Redoxmerkmale an.

*Methode:* Ministerium für Umwelt Baden Württemberg (1995)

Bewertungsablauf:

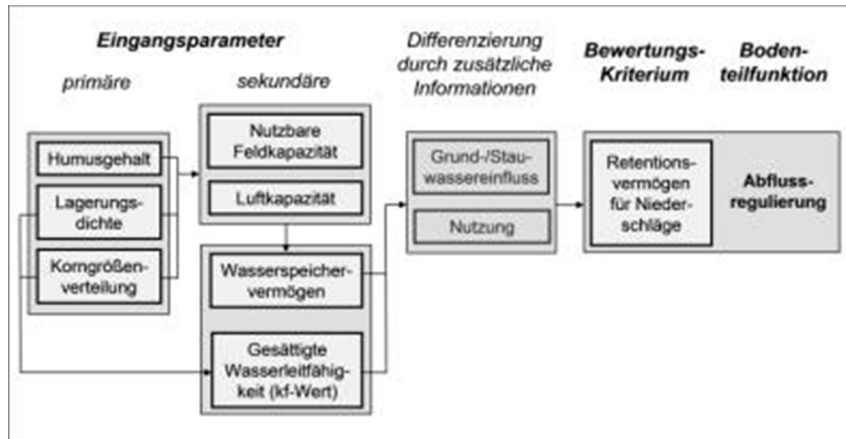


Abbildung B-3: Schema zur Ableitung der Bodenteilfunktion Abflussregulierung

Tabelle B-6: Zuordnung von Böden mittels kf-Wert-Bereichen und Klassen des Wasserspeichervermögens (WSV) zu Funktionserfüllungsgraden, Bodenteilfunktion Abflussregulierung

kf-Wert cm/d	WSV [l/m <sup>2</sup> ] < 50	WSV [l/m <sup>2</sup> ] 51-90	WSV [l/m <sup>2</sup> ] 91-140	WSV [l/m <sup>2</sup> ] 141-200	WSV [l/m <sup>2</sup> ] > 200
< 7	2	2	2	2-3	3
> 7-15	2	2-3	3	3	4-5
15-30	2	3	3-4	4-(5)	5
> 30	2	3	4	5	5

### **B-2.1.4 Boden als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium**

#### B-2.1.4.1 Bodenteilfunktion Filter und Puffer für anorganische sorbierbare Schadstoffe

#### B-2.1.4.2 Bodenteilfunktion Filter und Puffer für organische Schadstoffe

#### B-2.1.4.3 Bodenteilfunktion Puffervermögen für saure Einträge

*Methode:* Ministerium für Umwelt Baden Württemberg (1995)

Im Stoffhaushalt der Ökosphäre agieren Böden als natürliche Filter- und Puffersysteme gegenüber stofflichen Einwirkungen. Je nach Art der Schadstoffe und Eigenschaften der Böden vermögen sie Schwermetalle oder organische Schadstoffe aufzunehmen (Filter), zu binden (Puffer) oder gegebenenfalls zu transformieren (Abbau bzw. Umwandlung) und somit dem Stoffkreislauf der Ökosphäre zu entziehen. Filterung und Pufferung sind meist jedoch reversible Vorgänge und bedeuten daher nur eine Verminderung der Mobilität von Schadstoffen. Bei Änderung der Bodenbedingungen kann z. B. im Falle von pH-sensitiven Schadstoffen ein Absinken des pH-Wertes deren Mobilität wieder erhöhen.

Bei den natürlichen (ökologischen) Funktionen des Bodens werden die Filter- und Pufferfunktion als Bodenteilfunktionen dem Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium zugeordnet (ÖN L 1076).

#### Bodenfunktionsbewertung

Im Rahmen der Bodenfunktionsbewertung weisen Böden dann eine hohe Leistungsfähigkeit als Filter und Puffer für Schadstoffe auf, wenn sie diese langfristig aus dem Stoffkreislauf entfernen, zurückhalten und/oder abbauen und kein Risiko einer plötzlichen Verfügbarkeit der Schadstoffe besteht. Maßgeblich dafür sind eine Reihe von bodenbezogenen Primärparametern wie z.B. Bodenart, Humusgehalt, Horizontmächtigkeit, pH-

Wert, Basensättigung, deren Verknüpfung nach unterschiedlichen Bewertungsansätzen erfolgen kann (BMLFUW, 2013).

Die in Oberösterreich angewandte Bewertungsmethodik stützt sich im Wesentlichen auf die Methode des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg (1995), wobei die bodenrelevanten Eingangsgrößen in Abbildung B-4 grau hinterlegt dargestellt sind. Die Zuordnung des Funktionserfüllungsgrades basiert auf der Humusmenge, der Tonmenge und dem gewichteten pH-Wert (anorganische Schadstoffe) bzw. dem gewichteten mikrobiellen Abbauvermögen (organische Schadstoffe).

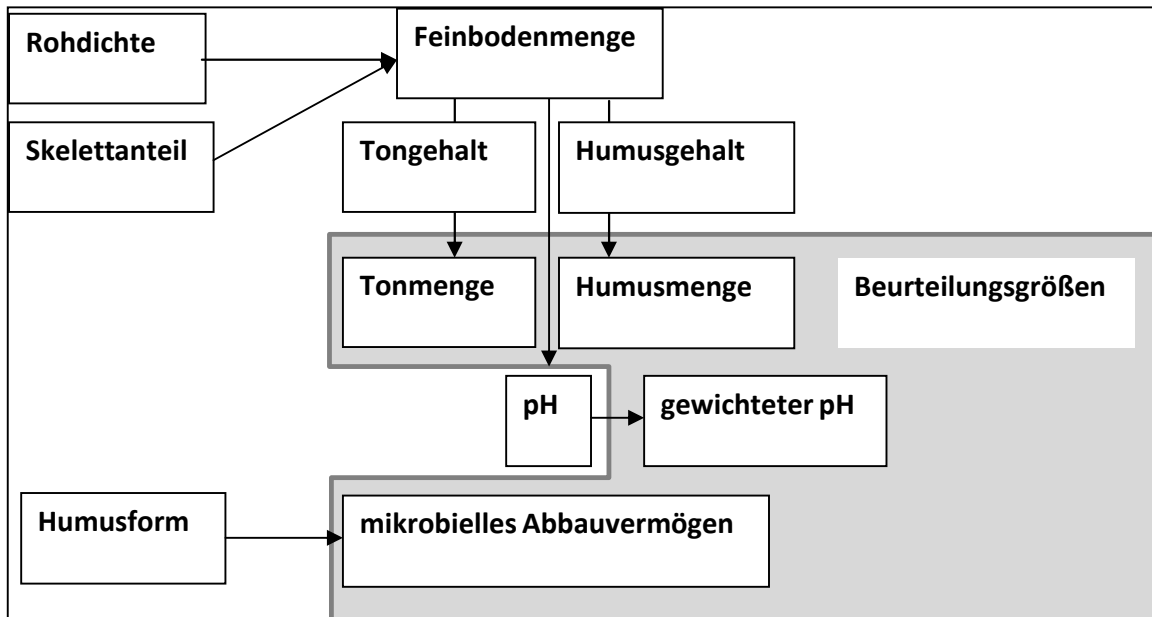


Abb. B- 4: Eingangsdaten zur Bewertung der Böden als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium nach Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (1995)

Der Funktionserfüllungsgrad nimmt dabei mit zunehmender Humus- und Tonmenge sowie steigendem pH-Wert zu. Die Klassengrenzen unterscheiden sich für Böden mit Grundwasserbeeinflussung, Stauwasserböden und nicht hydromorphe Böden.

Tabelle B-7: Einordnungsschema und Klassenwerte für die Filter- und Pufferkapazität bei Schadstoffeinträgen (Funktionserfüllungsgrad 5= sehr hohe, 4 = hohe, 3= mittlere, 2=geringe, 1=sehr geringe Filter- und Pufferkapazität; es gilt Werte > 5=5, Werte < 1 =1)

		Schadstoffgruppen						Säuren			
		Anorganische Schadstoffe			Organische Schadstoffe						
Humusmenge (kg/m <sup>2</sup> )	Tonmenge (kg/m <sup>2</sup> )	Gewichteter pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> ) <sup>(1)</sup>			Mikrobielles Abbauvermögen			Gewichteter pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )			
		< 5.0	5.0-6.0	> 6.0	Niedrig	Mittel	hoch	< 4.2 <sup>(2)</sup>	4.2-5.0 <sup>(2)</sup>	> 5.0 <sup>(2)</sup> - Carb.	+Carb.
<b>Böden mit Grundwassereinfluss</b>											
<25 (4)	<100	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3
	100-300	1	3	3	1	2	3	1	2	3	3

## Klimaänderungen und ihre Wirkungen auf die Bodenfunktionen: Metadatenanalyse)

	>300	2	3	4	2	3	3	1	3	3	4
25 - 50	<100	1	1	2	1	1	2	1	1	2	3
	100-300	2	3	4	2	3	3	1	2	3	4
	>300	3	4	5	3	3	4	1	3	4	5
50 - 100	<100	3	3	3	3	3	3	1	1	3	3
	100-300	3	4	5	3	4	5	1	3	4	5
	>300	3	5	5	3	4	5	1	3	5	5
> 100	< 100	3	4	5	3	4	5	1	1	3	5
Stauwasserböden (ohne Haftnässepseudogley) <sup>(5)</sup>											
<20	<100	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3
	100-300	1	2	3	1	2	3	1	2	3	3
	>300	1	3	4	1	3	3	1	3	3	4
20 - 30	<100	1	1	2	1	1	2	1	1	2	3
	100-300	1	3	4	1	3	3	1	2	3	4
	>300	2	3	5	2	3	4	1	3	4	5
> 30 <sup>(6)</sup>	<100	2	2	3	2	2	3	1	1	2	3
	100-300	2	3	5	2	3	4	1	3	4	5
	>300	3	4	5	3	4	5	1	3	5	5
Nicht hydromorphe Böden (und Haftnässepseudogley)											
<13	<100	1	1	1 <sup>(7)</sup>	1	1	1 <sup>(8)</sup>	1	1	2	3 <sup>(9)</sup>
	100-300	1	3	3	1	2	3	1	2	3	3
	300-450	2	3	4	1	3	3	1	3	3	4
	>450	3	4	5	2	3	4	2	3	4	5
13 - 25	<100	1	1	2 <sup>(7)</sup>	1	1	2 <sup>(8)</sup>	1	1	2	3 <sup>(9)</sup>
	100-300	2	3	4	2	3	3	1	2	3	5
	300-450	3	4	5	3	3	4	1	3	4	5
	>450	3	5	5	3	4	5	2	3	5	5
> 25 <sup>(10)</sup>	<100	2	2	3	1	2	3	1	1	3	4
	100-300	3	4	5	3	3	4	1	3	4	5
	300-450	4	5	5	3	4	5	2	3	5	5
	>450	4	5	5	4	5	5	2	4	5	5

- (1) Carbonate oberhalb des Gr (H\*, \*A, \*G), des Sd (\*S) oder im pedon (\*O,\*R, \*T, \*D, \*B, \*P,\*C,\*V, \*K)= Klassenwert +1
- (2) Carbonate oberhalb des Gr (H, A, G), Carbonate im Untergrund (\*O,\*R, \*T, \*D, \*B, \*P,\*C,\*V, \*K)= Klassenwert +1
- (3) Im gesamten Pedon (\*H, \*A, \*G + \*T), über Sd (\*S)- bei dränierten Stauwasserböden Sd berücksichtigen
- (4) Humusmengen  $\leq 13 \text{ kg/m}^2$  = Klassenwert -2 (anorganische Schadstoffe), Humusmengen  $\leq 13 \text{ kg/m}^2$  = Klassenwert -1 (organische Schadstoffe und Säureeinträge)
- (5) Entwässerte Stauwasserböden = Klassenwert - 2
- (6) Humusmengen  $\geq 40 \text{ kg/m}^2$  = Klassenwert + 1 (anorganische Schadstoffe), Humusmengen  $\geq 50 \text{ kg/m}^2$  = Klassenwert +1 organische Schadstoffe)
- (7) Ah-C-Böden aus Ton-, Mergelstein, Geschiebemergel und Löß = 5
- (8) Wie 7 jedoch nicht Ah-C-Böden aus Geschiebemergel und Löß
- (9) Wie 7 + Ah-C-Böden aus Sinterkalk
- (10) Humusmengen  $\geq 40 \text{ kg/m}^2$  = Klassenwert + 1

## **B-2.2 Methodik zur Bewertung der Veränderung von Bodenindikatoren bei Klimaveränderung**

### ***B-2.2.1. Auswahl der potentiell klimasensitiven Primärparameter***

Folgende Primärparameter gehen in die Bodenfunktionsbewertung der in Kapitel 2.1.1 bis 2.1.4 beschriebenen Bodenteilfunktionen ein: pH-Wert, Humusgehalt, Carbonatgehalt, Bodenart (Korngrößenverteilung), Lagerungsdichte, Grobanteil, Rohdichte, Tongehalt, Bodenkundliche Feuchtezahl, Humusform, Bodentyp, nWSK (nutzbare Wasserspeicherkapazität), Überflutungsdynamik, Bodennutzung, mikrobielle Biomasse, natürlicher Bodenwert sowie (Verfügbarkeit von) Schwermetallen.

Direkt der (Labor)messung zugängliche und im Rahmen österreichischer Bodenuntersuchungen und somit auch im Mühlviertel zur Verfügung stehende Parameter sind pH-Wert, Humusgehalt (Ermittlung von Masse-  $C_{org}$ ), Carbonatgehalt, Korngrößenverteilung (Bodenart, Tongehalt) und Lagerungsdichte. Von diesen Parametern sind aufgrund der Literatur pH-Wert,  $C_{org}$  und Lagerungsdichte als in Zeiträumen von einigen Jahrzehnten (oder kürzer) veränderbar einzustufen, während Carbonatgehalt und Korngrößenverteilung in diesen Zeiträumen als weitgehend unveränderbar gelten und daher nicht in die Literaturrecherche mit einbezogen wurden.

Aufgrund der engen Verschränkung des Kohlenstoff- und Stickstoffkreislaufes und seiner besonderen Bedeutung für die Biomasseproduktion wurde das Nährelement Stickstoff in die Literaturrecherche mit einbezogen.

Als Spezialfall ist der potentiell klimasensitive Primärparameter „mikrobielle Biomasse“ aufzufassen. Dieser Parameter wurde und wird bei Standardbodenerhebungen, welche das grundlegende Datenset zur Bodenfunktionsbewertung bilden, nicht gemessen. Für die Bodenbewertung wird daher ein Ansatz („Pedotransferfunktion“) verwendet, der auf den potentiellen Gehalt eines Bodens an mikrobieller Biomasse abzielt. Die im vorliegenden Projekt durchgeführte Literaturrecherche bezieht sich auf Messungen des bodenbiologischen Parameters „mikrobielle Biomasse“.

Der im Gelände mittels Vergleichstafeln geschätzte Grobanteil eines Bodens gilt als über lange Zeiträume unveränderbar.

Die nutzbare Wasserspeicherkapazität (nWSK) wird mit Hilfe von Pedotransferfunktionen aus teils klimasensitiven, teils klimainsensitiven Parametern abgeleitet. Potentielle Veränderungen der nWSK sind indirekte Folge von Veränderungen des Humusgehalts.

Die Primärparameter bodenkundliche Feuchtezahl, natürlicher Bodenwert, Überflutungsdynamik, Bodennutzung, Humusform und Bodentyp beziehen sich auf Einschätzungen bzw. Klassifikationen, die im Gelände getroffen werden. Basis ist jeweils die differentialdiagnostische Beurteilung einer Reihe feldbodenkundlicher Parameter. Diese Parameter fließen in die Literaturrecherche nicht mit ein, obwohl sie als potentiell klimasensitiv zu bewerten sind, da sie im Regelfall für einen Standort nur einmal, zum Zeitpunkt der Kartierung oder Aufnahme (im Gelände) beurteilt werden. Es existiert kein Regelwerk, welches erlauben würde, potentielle Veränderungen dieser Parameter in Hinblick auf Klimaparameter abzuschätzen. Dies sei an einem Beispiel erläutert: Es ist zwar zu erwarten, dass sich grundwasserbeeinflusste Böden des Typs „Gley“ bei einer Absenkung des Grundwasserspiegels infolge geringerer Niederschläge und/oder höheren Lufttemperaturen in Richtung der Bodentypen „Pseudogley“ oder „Braunerde“ entwickeln könnten, wie dies etwa in der Oststeiermark durch Entwässerungsmassnahmen der Vergangenheit bereits eingetreten ist; die komplexen Wechselwirkungen, die innerhalb eines Bodens jedoch zu dieser Veränderung führen, können jedoch in Regelwerken (noch) nicht abgebildet werden.



Die Entwicklung der Parameter Überflutungsdynamik und Bodennutzung könnte prinzipiell durch komplexe Simulationsmodelle nachvollzogen werden, doch stehen Ergebnisse im Untersuchungsgebiet unseres Wissens nach nicht zur Verfügung

Der potentiell klimasensitive Primärparameter Filter- und Pufferkapazität bei Schadstoffeinträgen wird aus ihrerseits potentiell klimasensitiven Parametern wie Humusmenge, pH-Wert und mikrobiellem Abbauvermögen hergeleitet und ist auch Gegenstand der Literaturrecherche.

### **B-2.2.2      *Literaturrecherche***

Ausgehend von der im vorigen Kapitel behandelten Auswahl an potentiell klimasensitiven Indikatoren bzw. Primärparametern für die Bewertung der in Kapiteln 2.11 bis 2.14 dargestellten Bodenteilfunktionen (vgl. auch Tabelle 9 in BMLFUW, 2013) wurden die in Tabelle B-8 angeführten Suchbegriffe für die Literaturrecherche zur Metadatenanalyse verwendet.

Es wurden generell folgende Einschränkungen getroffen:

- Es wurde nur nach Artikeln mit einem Publikationsjahr nach 2002 gesucht
- Es wurden nur Artikel, die  $\geq 5$  Mal in Scopus zitiert wurden, ausgewählt. Ausnahmen von dieser Regel wurden nur dann gemacht, wenn das Erscheinungsjahr 2013 war, oder für den Primärparameter sonst keine Literatur zur Verfügung stand.
- Es wurden nur solche Artikel ausgewählt, welche eine vollständige Teststatistik in Bezug auf die jeweils untersuchten Zusammenhänge aufwiesen und diese auch in Zahlenform, nicht nur als Grafik vorlag.
- Die Literatursuche wurde auf die temperierte Klimazone eingeschränkt. Wenn für den Primärparameter sonst keine Literatur zur Verfügung stand, wurde in die Literatursuche auch die mediterrane Klimazone miteinbezogen.

Zusätzlich wurden Reviewartikel in der Literatursuche berücksichtigt. In Ausnahmefällen reicht das Publikationsjahr hier bis 1990 zurück; berücksichtigt wurden nur Reviewartikel, die in Scopus mehr als 50 Mal zitiert wurden.

Die Literatursuche wurde bei Science Direct und der Boku-Literaturdatenbank für Fachzeitschriften durchgeführt. Die Sucheinstellungen der Datenbasis Science Direct wurden so gewählt, dass Artikel dann ausgeworfen wurden, wenn der jeweils relevante Suchbegriff entweder im Abstract, im Titel oder den Key Words des Literaturdatensatzes enthalten war. Zur Formulierung der Anfragen wurden in Science Direct ausschließlich die Auswahlmöglichkeiten „expert search“ oder „advanced search“ verwendet, da nur diese Verknüpfungen in Bool'scher Algebra zulassen. Zusätzlich wurden ausgewählte Artikel der Verlage Kluwer und Wiley über die jeweiligen elektronischen Literaturdatenbanken hinzugezogen. Ergänzt wurde die Literaturbasis durch die Handbibliotheken der Autoren dieses Berichts.

Tabelle B-8: Suchbegriffe für die Pufferfunktion von Schadstoffen in Ackerböden

Suchbegriffe – Englisch	Suchbegriffe – Deutsch
Climate change	Klimawandel
temperature	Temperatur
soil	Boden

Arable soil or agricultural soil	Ackerboden
grassland	Grasland, Grünland
forest	Wald
carbon (content), soil organic matter, SOM,	Humus, TOC, organischer Kohlenstoff
Nitrogen	Stickstoff
pH (value)	pH (Wert)
bulk density	Trockenrohddichte
heavy metals	Schwermetalle
organic pollutants	organische Schadstoffe
microbial biomass	Mikrobielle Biomasse
weathering	Verwitterung, Nachwitterung
base saturation	Basensättigung
Metaanalysis	Metaanalyse
warming	Erwärmung

Grundsätzlich ist darauf hinzuweisen, dass die Anzahl der mit einer Suchbegriffskombination von ScienceDirect ausgegebenen Artikel aus einer Reihe von Gründen immer erheblich größer ist, als diesen Begriffen oder dieser Begriffskombination tatsächlich entspricht. Dies ist dem Faktum geschuldet, dass die Suchmaschine spezifische Suchbegriffe, die aus mehr als einem Wort bestehen, in Einzelworte auflöst, und nach diesen sucht. Damit scheinen z.B. unter den Ergebnissen für „soil carbon content“ selbst bei einer entsprechenden Suchbeschränkung auf diesen String auch Artikel auf, welche die Worte „soil“, „carbon“ oder „content“ in beliebiger Kombination enthalten.

Weitere Einschränkungen der von ScienceDirect ausgegebenen Suchergebniszahlen begründen sich aus den weiter oben genannten Regeln für die Verwendung eines ausgeworfenen Suchergebnisses für die tatsächliche Metaanalyse, die großteils manuell umzusetzen waren, da eine entsprechende Einschränkung über die Literatursuchfunktion nicht möglich war (z.B. Mindestanzahl an Zitierungen, Vorhandensein einer vollständigen Teststatistik).

### **B-2.2.3      *Metaanalyse***

Das mathematische Instrument der Metaanalyse erlaubt die mathematische und damit formal transparente Verknüpfung von verschiedenen Arbeiten, auch mit unterschiedlicher statistischer Methodik. Voraussetzung ist jeweils das Vorhandensein einer vollständigen Teststatistik. Das grundlegende Ergebnis einer Metaanalyse ist ein statistisches Modell, welches den Zusammenhang zwischen 2 oder mehreren Variablen aus unterschiedlichen Arbeiten beschreibt und eine neue Teststatistik für dieses Modell errechnet.

Damit sind, im Gegensatz zu einer „herkömmlichen“ Literaturrecherche, die im wesentlichen nur qualitative Aussagen zulässt, auch quantitative Aussagen über mehrere unterschiedliche Arbeiten hinweg möglich, sowie aufgrund der benötigten vollständigen Teststatistik auch eine zumindest formale „Qualitätssicherung“ der verwendeten Arbeiten gegeben.

Nachteile der Metaanalyse sind:

Eine Metaanalyse erhält nur dann ihren vollständigen Wert, wenn die gesamte Literatur in Bezug auf die gewählte Fragestellung analysiert wird. Der sogenannte „Publication Bias“ wird vor allem dann schlagend, wenn Untersuchungen, welche ein positives Ergebnis im Sinne der Fragestellung nicht erbringen, nicht veröffentlicht werden oder in schlecht zugänglichen Medien publiziert werden.

Artikel, welche die in Kapitel B-2.2.2 genannten Bedingungen erfüllten, wurden einer Metaanalyse mit dem Programm Comprehensive Meta Analysis (Version 2.2.064, Borenstein et al., 2011) unterzogen. Dieses Programm lässt eine Vielzahl (ca. 100) möglicher statistischer Testmethoden zu und erschien für das vorliegende Projekt deshalb besonders geeignet. Eine Metaanalyse wurde nur dann gerechnet, wenn die Mindestartikelzahl zur gewählten Fragestellung  $\geq 5$  betrug.

Wurde für eine relevante Suchbegriffskombination eine Metaanalyse in der Literatur gefunden, so wurde diese übernommen und keine eigene gerechnet.

## B-3 Ergebnisse

Ziel der Literaturanalyse ist es zu ermitteln, (1) ob die als potentiell klimasensitiv bewerteten Primärparameter, dies auch tatsächlich sind und (2) ob es möglich ist, potentielle Veränderungen zu quantifizieren bzw. (3) Veränderungen im bisherigen Wirkungsgefüge zwischen diesen Parametern festzustellen.

Die vorliegenden Ergebnisse beruhen einerseits auf Metanalysen, andererseits auf der Auswertung von Reviewarbeiten. Lagen zu einer bestimmten Themenstellung zu wenige Arbeiten vor, wurde auf Einzelarbeiten zurückgegriffen.

### B-3.1 Bodenkohlenstoff (SOM)

Der Kohlenstoffgehalt des Bodens ( $M-C_{org}$ ), die Kohlenstoffmenge im Boden und die davon direkt abgeleiteten Kenngrößen Humusgehalt (synonym: M-% Humus, M-% SOM, M-% organische Substanz) und Humusmenge gelten in der Literatur weithin als vergleichsweise rasch veränderbar (innerhalb einiger Jahrzehnte), da die Umsetzung der organischen Substanz quantitativ und qualitativ durch eine Vielzahl von Faktoren, wie z.B. Bodenfeuchtigkeit, Temperatur, aber auch Vegetation und Landnutzung verändert werden kann (z.B. Dawson & Smith 2007, Blanco-Canqui & Lal 2004). Weiters kann durch eine Erhöhung der Nettoprimärproduktion auch die Menge der organischen Substanz, die in den Boden eingebracht wird, durch Klimaänderungen verändert werden (z.B. Freeman et al. 2004, Kirschbaum 2006, Trumbore 2006).

Zentrale Fragen zur Reaktion von Böden auf eine Klimaveränderung sind daher (Smith et al. 2008):

- (1) Die Temperatursensitivität der organischen Substanz im Boden
- (2) Die Bilanz zwischen erhöhtem Kohlenstoff-Input und erhöhtem Kohlenstoff-Output, abhängig von erhöhten Abbauraten
- (3) Wechselwirkungen zwischen Erwärmung und anderen Aspekten des global change, die andere klimatische Effekte (z.B. Veränderungen der Wasserbilanz), Veränderungen der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre (erhöhter Kohlendioxidgehalt der Luft) und Veränderungen der Landnutzung umfassen.

Um das Verhalten des Bodenkohlenstoffs unter geänderten klimatischen Verhältnissen abzuschätzen, stehen im Wesentlichen folgende Verfahren zur Verfügung:

1. Langzeitversuche bzw. Boden(zustands)erhebungen, deren Beobachtungszeitraum lange genug ist, um Veränderungen im Bodenkohlenstoffgehalt erwarten zu lassen, und in deren Untersuchungszeitraum eine Temperaturveränderung im Untersuchungsgebiet tatsächlich eingetreten ist,
2. Experimente, in welchen in situ Temperaturveränderungen, Veränderungen des Bodenwasserhaushalts oder ggf. anderer Einflussgrößen und deren Einfluss auf den Bodenkohlenstoffgehalt bzw. den Abbau organischer Substanz simuliert werden,
3. Laborexperimente zur Ermittlung der Abbaugeschwindigkeit der organischen Substanz im Boden, und
4. Modellrechnungen, die den Effekt von Temperatur- und/oder Niederschlagsveränderungen auf die Entwicklung des (Boden)Kohlenstoffvorrats über die Zeit simulieren.

Die Literatursuche mit Kombinationen der Begriffe „soil carbon“, „climate change“, „warming“, „temperature“, „meta analysis“ unter Ausschluß der Begriffe „boreal“ und „tropical“ ergab insgesamt 2153 Treffer in der Datenbasis ScienceDirect.

1232 Treffer wurden nicht berücksichtigt, da sie die Grenze von 5 Zitierungen nicht erreichten, nicht-terrestrische Ökosysteme behandelten, das Thema aus sozio-ökonomischer Sicht behandelten (Carbon trade), das Thema Treibstoffe aus Biomasse im Kontext „climate change“ erörterten oder die Themen „soil carbon“ bzw. „climate change“ zwar in Titel oder Stichworten führten aber nur am Rande oder gar nicht behandelten. 136 Treffer wurden nicht berücksichtigt, da sie nicht temperierte Ökosysteme behandelten, 95, da sie ausschließlich methodische Fragen betrafen. Weitere ausgeschlossen wurden Review- und Synthesearbeiten (n=68), sowie nur auf einen Messzeitpunkt bezogene Erhebungen von Bodenkohlenstoffgehalten oder -vorräten (n=60) und Erhebungen zur Veränderung von Bodenkohlenstoffvorräten unter der Anwendung spezifischer Bewirtschaftungspraktiken (n=38). Weitere 326 Arbeiten verteilten sich auf eine Vielzahl von Einzelthemenstellungen.

Für die unter den Punkten 1-4 (s.o) genannten Verfahren zur Abschätzung des Bodenkohlenstoffs unter geänderten klimatischen Verhältnissen verblieb daher eine verhältnismäßig geringe Anzahl von Arbeiten.

Langzeitversuche und Bodenerhebungen: n=39

Erwärmungsexperimente: n=6, sowie 1 Metaanalyse

Laborexperimente: n=7, sowie 1 Zusammenfassende Analyse

Modellrechnungen: n=144

### Metaanalyse Bodenerhebungen

Es wurden 39 Arbeiten gefunden, welche den Bodenkohlenstoffgehalt zu mindestens 2 Zeitpunkten innerhalb einer Zeitspanne von Jahrzehnten im regionalen oder nationalen Maßstab maßen. Davon schieden 29 Arbeiten aus inhaltlichen Gründen aus, da Veränderungen des Bodenkohlenstoffgehaltes auf Bewirtschaftungsveränderungen zurückzuführen waren, 4 Arbeiten aus methodischen Gründen (keine vollständige Teststatistik).

Für die restlichen 6 Arbeiten wurde eine Metaanalyse durchgeführt (Abb B-5).

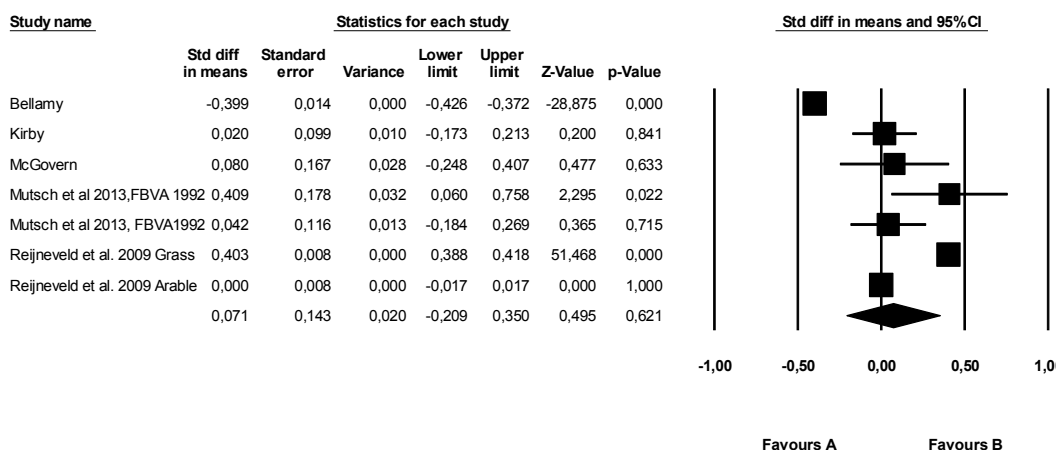


Abbildung B-5: Ergebnisse der Metaanalyse Bodenerhebungen

Insgesamt umfassen die 6 Untersuchungen 73300 Standorte mit den Nutzungsarten Grünland, Ackerland und Wald. Der Abstand zwischen den Bodenuntersuchungen betrug zwischen 18 und 40 Jahren; der mittlere Lufttemperaturanstieg im Untersuchungszeitraum betrug +0,8°C bis +1,5°C. In 4 Einzeluntersuchungen konnte keine statistisch signifikante Veränderung der Bodenkohlenstoffgehalte nachgewiesen werden, in 2 Fällen wurde eine statistisch signifikante Zunahme, in einem Fall wurde eine statistisch signifikante Abnahme festgestellt.

Die Metaanalyse ergab über alle Studien hinweg minimale, statistisch nicht gesicherte Veränderungen der Bodenkohlenstoffgehalte über die Zeit. Die Fehlerspannen des statistischen Modells der Metaanalyse zeigen, dass sowohl eine Zunahme als auch eine Abnahme der Bodenkohlenstoffgehalte während des Untersuchungszeitraums möglich war.

Das Ergebnis der Metaanalyse lässt zwar auf eine hohe Resilienz der Bodenkohlenstoffgehalte auf Umwelt-, Klima- und Bewirtschaftungseinflüsse schließen; sämtliche Standorte wurden jedoch bewirtschaftet und unterliegen standortsspezifisch unterschiedlich erhöhten Elementeinträgen; es lässt sich aus den Ergebnissen weder eine Sensitivität auf Klimaeinflüsse noch das Gegenteil interpretieren, da Bewirtschaftungseinflüsse, indirekte Wirkungen von Elementeinträgen (insbesondere Stickstoff) sowie die Einflüsse der kleinräumigen Bodenvariabilität (Englisch et al. 2001, Conkling et al. 2002) nicht isolierbar sind. Weiters ist zu berücksichtigen, dass sich der Raumbezug der Arbeiten auf Großbritannien, die Niederlande und Österreich beschränkt.

Neben den angesprochenen Schwierigkeiten der Messung von Bodenkohlenstoffvorräten ist auch zu berücksichtigen, dass klimabedingte Veränderungen der Bodenkohlenstoffvorräte typischerweise sehr langsam ablaufen und die Veränderungen im Vergleich zu den Vorräten relativ gering sind (z. B. Kirschbaum 2006). Gleichzeitig ist der globale Bodenkohlenstoffpool schon aufgrund seiner geschätzten Größe (z.B. Batjes 1996, bis 2m Tiefe: 2400 GT) von so entscheidender Bedeutung, dass selbst diese geringfügigen Veränderungen signifikant zu den anthropogenen CO<sub>2</sub>-Emissionen beitragen können oder diese signifikant vermindern können.

Geringfügige Veränderungen können verlässlich nur über Kohlenstoff-Bilanzierungsansätze für den Einzelstandort erfasst werden. Eine zentrale Rolle bei diesen Bilanzierungsansätzen spielt die Bodenatmung (Bodenrespiration), die sich aus der Atmung von Wurzeln, Pilzen und der Boden(mikro)fauna (autotrophe bzw. heterotrophe Respiration) zusammensetzt. Durch sie wird ein Großteil des durch die Pflanzen aufgenommenen Kohlenstoffs nach Absterben der Pflanze wieder freigesetzt. Die Bodenatmung ist neben der Temperatur auch von der Bodenfeuchtigkeit, der Menge des vorhandenen organischen Materials und dem Zeitpunkt des Angebots an organischem Material abhängig. Um C-Bilanzierungen in Hinsicht auf künftige, geänderte klimatische Verhältnisse vornehmen zu können, wird weithin Q10 ermittelt. Q10 entspricht der verhältnismäßigen Veränderung der Respiration, wenn die Temperatur um 10°C ansteigt.

### **Bodenerwärmung – Bodentrockenheitssimulationen in situ**

Eine Möglichkeit, die Wirkungen von veränderten Temperaturen und eines veränderten Niederschlagsregimes gleichsam vorwegzunehmen, sind Bodenerwärmungsexperimente, die vielfach auch mit Bodentrockenheitsexperimenten verbunden werden. Aufgrund des hohen meßtechnischen Aufwandes, der speziell in temperierten und borealen Ökosystemen nötig ist, um das gesamte Jahr über Messungen durchzuführen, sind solche Experimente vergleichsweise selten, noch seltener sind jene, die über mehrere Jahre hindurch aktiv sind.

Der Großteil der diesbezüglichen Arbeiten und Ergebnisse sind in einer Überblickspublikation und Metaanalyse von Rustad et al. (2006) welche auf den Daten des „Global Change in Terrestrial Ecosystem (GCTE) Network of Experimental Warming Experiments (NEWS)“ basiert, zusammengefaßt, so dass von einer eigenen Metaanalyse abgesehen wurde. Insgesamt berücksichtigt die Arbeit 32 Standorte, von welchen 17 Tundrastandorte sind, welche hier nicht berücksichtigt werden. Die Bodenerwärmung wurde zwischen 2 und 9 Jahren durchgeführt. Nur 9 der Standorte führten die Bodenerwärmung das ganze Jahr durch.

Die Bodenerwärmung erbrachte im Mittel über alle Standorte ein Hedges' d (als Maß für Effektgröße in der Metaanalyse) von nahe +1 für die Parameter Bodenrespiration und Stickstoffmineralisierung, also stark positive Effekte, für die Bodenfeuchte ein Hedges' d

von nahe -1, also einen ausgeprägt negativen Effekt. Dies entspricht einer Steigerung von 20% für die Bodenrespiration und von 46% für die Netto-N-Mineralisation.

Für die in der temperierten Klimazone gelegenen Standorte ergab sich ein mittlerer Anstieg der Bodenrespiration von 91 (Kontrollflächen) auf 110 mg CO<sub>2</sub>-C.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> (künstlich erwärmte Flächen).

Die Effekte der Erwärmung auf die Bodenrespiration endeten im Mittel nach dem 3. Jahr, danach lag Hedges' d nahe bei 0. Während in Waldökosystemen ein Effekt der Erwärmung auf die Bodenrespiration festgestellt wurde, konnte in Grasland-Ökosystemen kein Effekt festgestellt werden. Sowohl in Wald- als auch in Graslandökosystemen konnte kein Einfluß auf die Pflanzenproduktivität festgestellt werden.

Poll et al. (2013) stellten in einem bislang 2 Jahren andauernden Erwärmungs-/Trockenheitsexperiment signifikant positive Zusammenhänge ( $p < 0,05$ ) zwischen Bodenrespiration und Änderungen der Bodentemperatur, jedoch keine Veränderungen der Bodenrespiration bei simulierter Bodentrockenheit fest. Beier et al. (2008) konnten keine signifikanten Veränderungen der Bodenrespiration bei simulierter Erwärmung auf 4 europäischen Standorten feststellen.

Schindlbacher et al. (2009) konnten über 2 Jahre ( $p < 0,004$  bzw. 0,018) signifikante Steigerungen der Bodenrespiration feststellen. Der C-Verlust durch Ausgasung wurde mit 6,6 t.ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup> berechnet, der C-Verlust aus dem Boden mit 1,8 t.ha<sup>-1</sup>.a<sup>-1</sup>. Lu & Cheng (2009) errechneten in einem Abies fabri-Waldökosystem geringfügige Zunahmen mit steigender Lufttemperatur und zunehmenden Niederschlägen. He et al. (2012) führten ein Erwärmungs-/Niederschlagssimulationsexperiment in einem temperierten Graslandökosystem in der inneren Mongolei über 6 Jahre durch. Eine simulierte Bodenerwärmung von etwas über 1°C führte nach 6 Jahren zu Kohlenstoffverlusten von 1,29 t.ha<sup>-1</sup>, simulierte Zunahme des Niederschlags um 30% (120 mm) zu C-Gewinnen von 1,46 t.ha<sup>-1</sup>.

### **Bodenerwärmungsexperimente - Laborinkubation**

Häufig werden Bodenproben im Labor bei unterschiedlichen Temperaturen und standardisierten Feuchtigkeitsgehalten inkubiert, um die Temperaturabhängigkeit von Bodenrespirationsraten ohne störende äußere Einflüsse zu ermitteln. Einen großen Teil der entsprechenden Arbeiten (63 Arbeiten, die insgesamt 253 verschiedene Böden aus unterschiedlichen klimatischen Zonen und unterschiedlicher Nutzung, nur terrestrische Ökosysteme) fassten Hamdi et al. (2013) zusammen und errechneten auf dieser Basis einen Zusammenhang zwischen dem Faktor Q<sub>10</sub> und der Inkubationstemperatur. Die Werte von Q<sub>10</sub> liegen bis etwa 20°C (deutlich) unter, ab etwa 20°C über den von Kirschbaum (2006) errechneten Werten, die ebenfalls aus Literaturzusammenstellungen herleiten; die Temperatursensitivität der Bodenrespiration über den gesamten Temperaturbereich wird daher von Hamdi et al. (2013) deutlich geringer eingeschätzt als von Kirschbaum (2006). Da im Freilandexperiment Effekte der Bodenfeuchte und des Substratangebots Temperatureffekte zum Teil überdecken, zeigt die entsprechende Funktion von Kirschbaum (2006) über den gesamten Temperaturbereich die geringsten Werte für Q<sub>10</sub> (Abb. B-6).

Insgesamt zeigen die in Hamdi et al. (2013) zusammengefaßten Daten eine hohe Variabilität der Temperatursensitivität der Bodenkohlenstoffdynamik, die teilweise methoden- und inkubationszeitbedingt ist und teilweise vom Kohlenstoffgehalt der untersuchten Böden abhängig ist (Böden mit hohem C-Gehalt erwiesen sich als weniger temperatursensitiv). Großteils bleibt die Variabilität jedoch unerklärt (Hamdi et al. 2013)

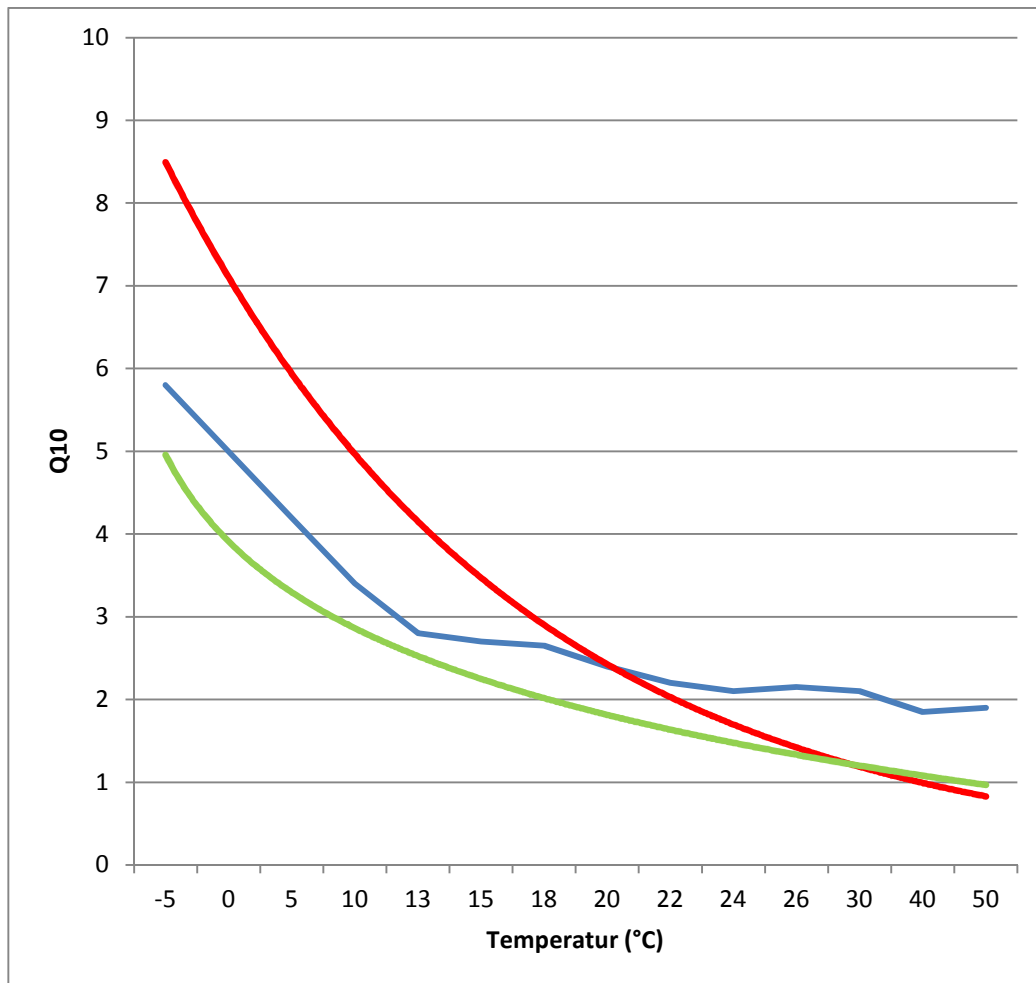


Abbildung B-6: Zusammenhang zwischen dem Faktor Q10 und der Inkubationstemperatur (Hamdi et al. 2013 mod., blaue Linie, Kirschbaum 2006, mod., rote Linie .. Inkubationsexperimente, grüne Linie .. Freilandmessungen)

### Modellrechnungen

Obwohl eine Vielzahl von Arbeiten gefunden wurde, die Modellrechnungen zur Kohlenstoffbilanz im Boden beinhalten, werden sie hier nicht analysiert. Dies hat im Wesentlichen 3 Gründe: (1) die Arbeiten wurden mit einer Vielzahl unterschiedlicher Modelle, die mit sehr unterschiedlichem Datenmaterial kalibriert wurden, erstellt. Eine vollständige Teststatistik findet sich in wenigen Arbeiten. (2) die meisten Modelle werden laufend weiterentwickelt, sodass unterschiedlich alte Arbeiten meist auch mit unterschiedlichen Modellversionen erstellt und daher nur eingeschränkt vergleichbar sind. (3) Die meist verwendeten Modelle repräsentieren die Temperatursensitivität auf unterschiedliche Art. Burke et al. (2003) in: Smith et al. (2008) untersuchten, wie die Temperatursensitivität (in Form eines Zusammenhanges Q10 und t) in verschiedenen biogeochemischen Modellen repräsentiert war: So zeigte das Modell DAYCENT rasche Zunahmen mit geringeren Temperaturen, andere wie CENTURY und RothC eine langsamere Zunahme und wieder andere, wie die Versionen von pNET, TEM, und Biome-BGC aus dem Jahr 2003 einen fixen Q10 von 2. Damit scheint ein sinnvoller Vergleich nicht möglich.

### B-3.2 Stickstoff

Eine wesentliche Funktion von Böden ist die Produktionsfunktion. Diese setzt sich aus verschiedenen Teilfunktionen zusammen, zu denen unter anderem die Funktion „Nähr-



stoffpotential und Nährstoffverfügbarkeit“ gehört (BMLFUW, 2013). Das Wachstum der Pflanzen ist häufig durch die Versorgung mit verfügbarem Stickstoff limitiert (Vitousek & Howarth, 1991). In Agrarökosystemen ist Stickstoff, der zu den essentiellen Makroelementen zählt, in der Regel der ertragsbestimmende Faktor, so dass diesem Element eine besondere Bedeutung in Hinblick auf die Produktionsfunktion zukommt.

Die Hauptquelle des Stickstoffs im Boden ist die Atmosphäre, da Stickstoff in den Ausgangsgesteinen kaum enthalten ist. Allerdings kann in pflanzlicher und mikrobieller Biomasse gespeicherter Stickstoff durch Mineralisierung wieder in verfügbare Formen, in erster Linie Ammonium und Nitrat, umgewandelt werden.

Die Stickstoffmineralisation setzt sich aus zwei Prozessen zusammen: Im ersten Schritt, der Ammonifikation (zum Teil auch als Mineralisation bezeichnet), wird organisch gebundener Stickstoff in Ammoniumionen umgewandelt. Diese werden anschließend im Zuge der Nitrifikation zu Nitrat oxidiert. Als wesentliche Steuerfaktoren der Ammonifikation gelten die Substratqualität, die Temperatur sowie Bodentiere. Die Nitrifikation wird insbesondere durch die Substratverfügbarkeit (Ammonium), den Sauerstoffgehalt, die Temperatur, den pH-Wert und die Bodenfeuchte kontrolliert (Schinner and Sonnleitner, 1996). Da im Zuge des Klimawandels vor allem Änderungen im Temperatur- und Niederschlagsregime prognostiziert werden, sind deutliche Auswirkungen auf mikrobiell gesteuerte Prozesse wie die Stickstoffmineralisation zu erwarten.

Die überwiegende Zahl der ausgewerteten Publikationen war nicht im Rahmen einer Metaanalyse verwertbar, da hierfür notwendige Informationen nicht enthalten waren.

8 verbliebenene Studien verwerteten Daten von insgesamt 521 Standorten.

Die Ergebnisse der Metaanalyse zeigen einen statistisch hochsignifikanten, positiven aber relativ lockeren Zusammenhang zwischen Temperaturerhöhung und Stickstoffmineralisierung. Eine weitere Metaanalyse von Rustad et al. (2006) errechnete eine Zunahme der Netto-N-Mineralisation um 46 % im Oberboden auf der Basis der Daten von 12 Bodenerwärmungsexperimenten (Erwärmung zwischen 0.3 und 6°C während eines Zeitraums von 2 bis 9 Jahren).

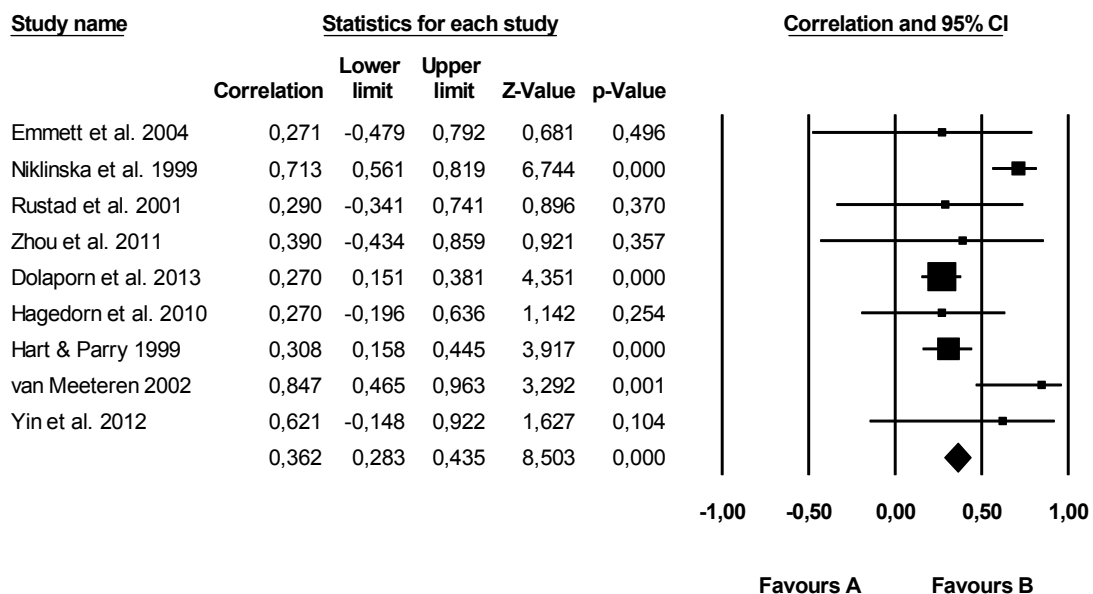


Abbildung B-7: Metaanalyse für den Zusammenhang zwischen Temperaturzunahme und Stickstoffmineralisierung

Die Ergebnisse der Metaanalyse sind mit Vorsicht zu interpretieren, da den einzelnen Arbeiten sehr unterschiedliche experimentelle Ansätze zugrunde lagen.

Weiters konnten einige Studien, die in die Metaanalyse nicht einbezogen werden konnten, eine Temperaturabhängigkeit der Stickstoffmineralisierung nicht feststellen (z.B. Beier et al. 2008).

In verschiedenen Waldökosystemen wurde in mehreren Studien zwar eine Erhöhung der Nettomineralisations- und/oder -nitrifikationsraten beschrieben, es wurden aber auch gegenteilige bzw. keine Effekte gefunden. Beispielsweise resultierte in einem siebenjährigen Freilandexperiment in einem Laubwald (USA) eine Erwärmung um 5 °C über die Durchschnittstemperatur in einer deutlichen Zunahme des verfügbaren Stickstoffs (Butler et al., 2012). Im Mittel wurde die mittlere, jährliche Stickstoffnettomineralisation in der organischen Auflage und den oberen zehn Zentimetern des Mineralbodens um 45 % erhöht. Ab dem fünften Versuchsjahr war zudem die Nitrifikationsrate in den erwärmten Plots dreimal höher als in den Kontrollflächen. Die verbesserte Verfügbarkeit an Ammonium führte zu einem verstärkten Baumwachstum, nicht jedoch das erhöhte Nitratangebot (Butler et al., 2012). Der Transfer von Bodenkernen an einen 800 m tiefer gelegenen Standort in einem Koniferenwald in den USA bewirkte ebenfalls eine Steigerung, genauer eine Verdopplung, der Nettomineralisation und der Nitrifikation. Die Umsetzung in tiefere Lagen entsprach einer Erhöhung der Bodentemperatur um 3,9 °C (Hart and Perry, 1999). Ein Anstieg der Bodentemperatur um 3,7 °C durch Infrarotstrahler bewirkte auch in Koniferenwäldern im Hochland von Tibet eine signifikante Zunahme der Nettomineralisation und der Nitrifikation (Yin et al., 2012). Verburg et al. (1999) berichteten für einen borealen Nadelwald in Norwegen, dass eine Erhöhung der Temperatur um 3 °C im Sommer und 5 °C im Winter im zweiten Versuchsjahr zu signifikant höheren Nitrifikationsraten in den beheizten Plots, verglichen mit der Kontrolle, führte. Hinsichtlich der Nettomineralisationsraten waren jedoch keine Unterschiede feststellbar. Keinerlei Effekte auf den Gesamtstickstoffgehalt sowie die Ammonium- und Nitratkonzentrationen im Boden fanden hingegen Kuster et al. (2013) in einem Eichenwaldmodellökosystem für verschiedene Klimawandelszenarien. Diese umfassten unter anderem die Erhöhung der Lufttemperatur um 1 bis 2 °C und die Simulation von Trockenstreßereignissen. In der Trockenstreßvariante war der mittlere jährliche Niederschlag um 43 bis 60 % gegenüber dem langjährigen Mittel reduziert (Kuster et al., 2013). Die Auswertung einer Langzeitdatenreihe über 46 Jahre für den Hubbard Brook Experimental Forest (Laubwald) im Nordosten der USA ergab neben einer deutlichen Erwärmung von Herbst bis zum Frühjahr, eine Abnahme des Nitrataustrages für das untersuchte Einzugsgebiet. Gleichzeitig nahm – nach einer kurzen Zuwachphase – die Biomasseproduktion ab (Bernal et al., 2012). Direkte Effekte der Klimaänderung auf das Pflanzenwachstum und die Bodenstickstoffpools konnten nicht bzw. nur in sehr geringem Maße nachgewiesen werden. Als viel entscheidender erwiesen sich historische Störungen bzw. die Nutzung (Bernal et al., 2012).

In Laborstudien, die in der Regel aufgrund kontrollierterer Bedingungen zu einheitlicheren Ergebnissen als Freilandversuche führen, war ebenfalls kein eindeutiger Trend erkennbar. Beispielsweise waren in einem Inkubationsversuch mit gesiebttem Bodenmaterial aus einem Mischwald in Österreich die beobachteten Temperatureffekte auf die Stickstoffnettomineralisation und die Nitrifikation vom Wassergehalt der Proben abhängig. Bei niedrigen [30 % wassergefüllter Porenraum (WFPS)] und mittleren Wassergehalten (50 % WFPS) resultierte eine Zunahme der Temperatur um 20 °C in dreifach höheren Nitratkonzentrationen. Bei hohen Wassergehalten (70 % WFPS) war ein gegenteiliger Effekt – Abnahme um das 19fache – zu beobachten (Szukics et al., 2010). Die Zunahme der Nitratkonzentrationen ging mit einer Reduktion der Ammoniumkonzentrationen (und umgekehrt) einher. Die Mineralisationsrate nahm generell mit steigender Temperatur zu. Allerdings war nur bei mittleren Wassergehalten ein einheitlicher Anstieg festzustellen (Szukics et al., 2010).

Wie schon in Kapitel B-3.1 angesprochen, ist die Antwort auf eine der wesentlichen Fragen, ob Böden Quellen oder Senken von Kohlenstoff sind, davon abhängig, ob erhöhter Kohlenstoff-Input infolge erhöhter Nettoprimärproduktion oder erhöhter Kohlenstoff-Output infolge erhöhter Abbauraten organischer Substanz die Kohlenstoffbilanz stärker verändern (Smith et al. 2008).

Derzeit sequestrieren terrestrische Ökosysteme nach Berechnungen von Le Quere et al., (2009) knapp 30 % der anthropogenen C-Emissionen. Schimel et al. (2001) und IPCC (2007) weisen darauf hin, dass steigende CO<sub>2</sub>-Konzentrationen in der Atmosphäre sowie Stickstoffdepositionen die wesentlichsten Mechanismen sind, die der Kohlenstoffsequestrierung in Ökosystemen zugrunde liegen, da ja die C- und N-Kreisläufe in terrestrischen Ökosystemen eng miteinander verknüpft sind (z. B. Rastetter und Shaver 1992). Die N-Deposition hauptsächlich aus der Nutzung fossiler Brennstoffe sowie der Düngung hat sich im letzten Jahrhundert verdrei- bis verfünffacht (IPCC, 2007) und übertrifft den jährlichen Eintrag aus natürlichen Quellen (EPA, 2008).

Wenn auch beispielsweise das Waldwachstum in Europa in den letzten 50 Jahren um ca 60 % zugenommen hat (Ciais 2008) und damit einhergehend eine starke Zunahme der Kohlenstoffspeicherung in Waldökosystemen stattgefunden hat, bewerten einzelne Autoren den Einfluß des Stickstoffeintrags darauf kontrovers: Während etwa Magnani et al. (2007) basierend auf Eddy-flux- und Biomassendaten in temperierten und borealen Wäldern Westeuropas und der Vereinigten Staaten eine starke positive Korrelation der Kohlenstoffspeicherung mit der N-Deposition errechneten (200 kg C-Speicherung pro 1 kg N-Eintrag, setzen etwa Sutton et al. (2008) diesen Wert bei 50-75:1 an, während eine Literaturstudie von de Vries et al. (2009) einen Wert von 15-30:1 für die oberirdische Biomasse und 5-35:1 für die Kohlenstoffsequestrierung im Waldboden ergab. Infolge der Größe und Variabilität der C- und N-Pools sind (Langzeit)Messungen schwierig und ressourcenintensiv. Daher sind experimentelle Nachweise von C-Sequestrierung infolge N-Einträgen aus Langzeitversuchen sehr rar: Hyvönen et al. (2008; +11 ± 2 kg C pro 1 kg N), Pregitzer et al. (2008) sowie Evans et al. (2006).

Wesentlich umfangreicher ist die Anzahl der Arbeiten, welche den Einfluß von Stickstoffdüngergaben auf die Kohlenstoffsequestrierung in Biomasse und Boden behandeln. Da der Großteil der in ScienceDirect zu dieser Themenstellung zu findenden Arbeiten in Metaanalysen von Lu et al. (2010) und Liu & Greaver (2009) berücksichtigt sind, wurde auf eine eigene Metaanalyse verzichtet.

Lu et al. (2010) bezogen 257 Arbeiten mit Beobachtungszeiträumen zwischen 1 und 45 Jahren in ihre Analyse ein, von welchen 89 Daten zu C-Gehalten in Böden inkludierten (512 Einzelstandorte); von diesen 89 Arbeiten sind 37 Arbeiten, die auf Standorten in der temperierten Klimazone entstanden (14 Arbeiten Wald, 14 Arbeiten Ackerland, 9 Arbeiten Grünland). Über alle Nutzungsarten hinweg ergab sich eine Veränderung der Bodenkohlenstoffvorräte um +2,2 % (p<0,001) als Reaktion auf unterschiedlich hohe N-Gaben; auf Ackerland +3,48 % (p<0,001), auf den Nicht-Ackerlandstandorten jedoch eine geringfügige Abnahme (Tabelle B-9; p=0.92). Gleichzeitig veränderten sich die Kohlenstoffvorräte jedoch in den einzelnen Kompartimenten der Biomasse im Ackerland zwischen +17 und +43%, im Nicht-Ackerland zwischen +1,6 und +28 %.

Tabelle B-9: Prozentuelle Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrates in Ackerland- und Nicht-Ackerland-Ökosystemen als Reaktion auf Stickstoffgaben (Lu et al. 2010, mod.)

	% Veränderung ± stddev	n
Ackerland	3.48 ± 0.38	340
Nicht-Ackerland	-0.26 ± 0.53	172

Die in der Metaanalyse errechneten Absolutwerte der response ratio auf Stickstoffgaben waren auf Ackerland am höchsten, im Grünland am geringsten. Auf Basis des in ScienceDirect verfügbaren Datenmaterials war es möglich, die response ratio für die temperierten Ökosysteme zu rechnen. Hier war die response ratio, allerdings durch wenige hohe Einzelwerte bedingt, für die Nutzungsart Grasland am höchsten (Tabelle B-10).

Tabelle B-10: Gewichtete Absolutwerte der response ratio auf Stickstoffgaben über unterschiedliche Nutzungsarten; alle Ökosysteme, temperierte Ökosysteme

	RR (alle Ökosysteme)	RR (temp. Ökosysteme)
Ackerland	0.16	0.04
Grünland	-0.02	0.09
Wald	0.01	0.03

Die Metaanalyse von Liu & Greaver (2009) umfaßt 313 Standorte aus 109 Arbeiten und ist hauptsächlich auf die Untersuchung der Wirkung von N-Gaben auf die Flüsse der Treibhausgase CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O ausgerichtet. Statistisch gesicherte Ergebnisse sind ein um 6% gesteigener Kohlenstoffvorrat ( $p < 0.05$ ;  $n = 17$ ) von Waldökosystemen als Reaktion auf N-Gaben von 25 bis 200 kg N.ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> über 6–15 Jahre sowie ein um 2 % gesteigener Bodenkohlenstoffvorrat ( $p < 0.05$ ;  $n = 18$ ) in Ackerland-Ökosystemen (N-Gaben zwischen 90 und 550 kg N.ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> über 4–50 Jahre). Infolge der N-Gaben erhöhten sich die CH<sub>4</sub>-Emissionen um 97%, die CH<sub>4</sub> Aufnahme um 38%. Die N<sub>2</sub>O Emission stieg um 216%, womit ein hoher Anteil der CO<sub>2</sub>-Reduktion (53–76%) aufgehoben wird.

### B-3.3 Pufferfunktion Schwermetalle, organische Schadstoffe, Säuren

Die Literatursuche mit Kombinationen der Begriffe „heavy metal“, „heavy metals“, „climate change“, „warming“, „temperature“, „meta analysis“ unter Ausschluß der Begriffe „boreal“ und „tropical“ ergab insgesamt 218 Treffer in der Datenbasis ScienceDirect.

200 Treffer wurden ausgeschieden, da sie entweder nicht-terrestrische Ökosysteme oder künstliche Böden behandelten, keinen verwertbaren Raumbezug besaßen (globale Bilanzen) oder die Folgen der Klimaveränderung für die Eignung von Böden in Bezug auf Klärschlammdeposition bearbeiteten. Es verblieben 18 Arbeiten zur Literaturanalyse. Von diesen befaßten sich 4 mit dem Einfluß erhöhter CO<sub>2</sub>-Gehalte, 6 mit dem Einfluß erhöhter Lufttemperaturen und 7 mit dem Einfluß von Bodentrockenheit auf Schwermetallgehalte von Pflanzen bzw. in Böden. Eine Arbeit behandelte sowohl den Einfluß erhöhter Lufttemperaturen als auch den Einfluß von Bodentrockenheit auf Schwermetallgehalte von Pflanzen bzw. in Böden.

Mit dem Datenmaterial konnte keine Metaanalyse gerechnet werden, da für die einzelnen Medien (Boden, Pflanzen), Einflußfaktoren und Schwermetalle zu wenige Arbeiten vorlagen.

Erhöhte CO<sub>2</sub>-Konzentrationen in der Atmosphäre führten in der Mehrzahl der zur Verfügung stehenden Untersuchungen (Kim and Kang 2011, Song et al. 2012, Guo et al. 2011, Zheng et al. 2008, Jia et al. 2010) zu einer Erhöhung der Schwermetallgehalte in den untersuchten Pflanzen (Pinus sp., Phytolacca americana, Amaranthus cruentus, Weizen, Pteridium revolutum, Pteridium aquilinum, Pteris vittata). Erklärungsmodelle betreffen gesteigertes Pflanzenwachstum, veränderte Enzymaktivitäten innerhalb der untersuchten Pflanzen sowie sinkende pH-Werte durch erhöhte Wurzelausscheidungen infolge erhöhter CO<sub>2</sub>-Konzentrationen. Dies betrifft Pb, Cs, Cu und Cd. Zheng et al. (2008; Cu) und Jia et al. (2010, Cd) stellten hingegen Schwermetallabnahmen mit zunehmender CO<sub>2</sub>-Konzentration fest.

Erhöhung von Boden- oder Lufttemperaturen führt bei den untersuchten Pflanzenarten (*Erica multiflora*, *Globularia alypum*, Weizen) zu erhöhten Gehalten von As, Cr, Pb, Sb, Zn und Cd (Sardans et al. 2008, Oncel et al. 2000) oder zu veränderten Verteilungsmustern in den Pflanzenkompartimenten (Li et al. 2012, Li et al. 2011). Erklärungsmodelle betreffen gesteigertes Pflanzenwachstum bzw. veränderte Enzymaktivitäten innerhalb der untersuchten Pflanzen infolge erhöhter Boden- und Lufttemperaturen.

Joubert et al. (2007) fanden Hinweise auf erhöhte Zn und As-Mobilität in Böden bei erhöhten Lufttemperaturen. Egli et al. (2010) schließen aus der von ihnen festgestellten Beziehung zwischen Pb- und Cu-Gehalten im Boden und den labilen Kohlenstoffpools auf eine erhöhte Schwermetallmobilität bei erhöhten Lufttemperaturen.

Trockenstreß führt nach der Mehrzahl der zur Verfügung stehenden Arbeiten zu keinen signifikanten Effekten in Bezug auf Schwermetallanreicherung in Pflanzen (Pascual et al. 2004, Angle et al. 2003, Disante et al. 2011, Santala und Ryser 2009, Whiting 2003). Van den Berge et al. (2011) maßen weder bei Trockenheit noch bei erhöhter Lufttemperatur Veränderungen bei der Zn-Aufnahme in Pflanzen. Abweichend davon ergaben Bodentrockenstreßexperimente von Sardans et al. (2008) und Sardans & Penuelas (2007) erhöhte Schwermetallanreicherungen in Pflanzen (*Qu. Ilex*) unter Trockenstreßbedingungen.

Unterschiedliche Ergebnisse liefern Arbeiten zu pflanzenverfügbaren Konzentrationen von Schwermetallen in Böden unter Trockenstreß-Bedingungen: Bhatia et al. (2005) fanden geringere Konzentrationen von pflanzenverfügbaren Schwermetallen bei geringeren Bodenwassergehalten sowie geringere Aufnahmeraten in die Pflanze (*Lolium multiflorum*), während Sardans et al. (2008) wesentlich erhöhte Gehalte von pflanzenverfügbarem Hg und Cd sowie geringere von As, Cr und Sb im Boden maßen.

### **B-3.4 Pufferfunktion der Böden für organische Schadstoffe**

Das Puffervermögen von Böden für organische Schadstoffe hängt im Wesentlichen von den Stoffeigenschaften des Schadstoffes selbst, den Bodeneigenschaften, wie dem Gehalt organischer Substanz, der Bodentextur, den Bodenwasserverhältnissen sowie den klimatischen Bedingungen ab. Darüber hinaus tragen unterschiedliche Sorptionsprozesse (ionische, nicht-ionische), der Abbau durch Mikroorganismen und die Volatilisation zum Verbleib organischer Schadstoffe in Böden bei. Eine Vielzahl von Studien hat sich bereits mit dem Ad- und Desorptionsverhalten jeweils spezifischer Schadstoffgruppen (z.B. PCB, PAH, Organochlorpestizide) befasst. Für die Sorption für organische Schadstoffe wird häufig die Freundlich-Isotherme ( $K_f$ ) bzw. ein Adsorptionskoeffizient normiert auf den Gehalt an organischer Substanz ( $K_{ow}$ ) verwendet. Wesentliche Literaturen dazu sind in Rommel (1998) und Rampazzo (2010) zusammengefasst.

Da viele organische Schadstoffe un-polar und daher kaum wasserlöslich sind, lagern sie sich stärker an Huminstoffen an. Solche Schadstoffe können durch ihre Einbindung in die organische Substanz über Jahre (Jahrzehnte) im Boden persistent sein. Änderungen im Humusgehalt wirken sich daher auch auf die Verfügbarkeit und Löslichkeit auf organische Schadstoffe aus. **Temperaturanstiege** um 10- 20 °C, zeigten bei zahlreichen Studien eine negative Korrelation zum Sorptionsvermögen unterschiedlicher organischer Schadstoffe (Naphthalen, Phenantren, PAHs, HOCs) und den Adsorptionskoeffizienten (Zhang et al. 2009, Hiller, 2008). Dabei wird angenommen, dass die Temperaturänderung Auswirkungen auf den Gehalt und die Struktur von organischer Substanz und auf den Sorbenten haben, und dadurch das Sorptionsvermögen negativ beeinflussen. In kälteren Regionen bzw. entlang des Höhengradienten nimmt die Löslichkeit von POPs ab. DOM beeinflusst ebenso das Löslichkeitsverhalten von POPs und reduziert die Pufferkapazität der Böden (Müller et al. 2007). Steigt die Temperatur, wird meist mit einer Reduktion des Niederschlags und einer stärkeren Volitalisierung flüchtiger, geringer chlorierter bzw. bromierter organischer Schadstoffe gerechnet. Erhöhte Windge-

schwindigkeiten können darüber hinaus den Abbau der organischen Substanzen bewirken (Rommel, 1998; Noyes, 2009).

Der **pH Wert** hat aufgrund der geringen Ionisation von organischen Schadstoffen einen geringeren Einfluss auf das Puffervermögen in Böden, außer der Schadstoff dissoziiert in pH-Bereichen mitteleuropäischer Böden in Anionen und Kationen. Bei Pentachlorphenol (PCP), wie bei anderen dissoziierenden organischen Schadstoffen, steigt die Sorption mit abnehmendem pH-Wert an (Lewandowski, 1997; Müller, 2007).

### **B-3.5 Mikrobielle Biomasse**

Die Literatursuche mit Kombinationen der Begriffe „(soil) microbial biomass“, „climate change“, „warming“, und „meta analysis“ ergab insgesamt 154 Treffer in der Datenbasis ScienceDirect.

118 Treffer wurden ausgeschieden, da sie entweder nicht-terrestrische Ökosysteme oder nicht temperierte Ökosysteme behandelten, keinen verwertbaren Raumbezug besaßen (globale Bilanzen), die gesuchte Faktorenkombination nicht auf Basis eigener Messdaten bearbeiteten oder als Treffer mehrerer Abfragen aufschienen.

Es verblieben 14 Arbeiten, die den Zusammenhang zwischen Temperaturerhöhung und mikrobieller Biomasse, 8 Arbeiten, die den Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und mikrobieller Biomasse, 2 Arbeiten, die den Zusammenhang zwischen steigenden CO<sub>2</sub>-Konzentrationen in der Atmosphäre und mikrobieller Biomasse und 8 Arbeiten, die einen Zusammenhang zwischen Temperaturerhöhung und/oder Veränderungen der Bodenfeuchte und Veränderungen der mikrobiellen Lebensgemeinschaften im Boden bearbeiteten.

Aufgrund der unterschiedlichen angewendeten Methoden zur Ermittlung der mikrobiellen Biomasse, der unterschiedlichen Untersuchungszeiträume (198 d bis 11 a) und des experimentellen Aufbaus (von Inkubation von Bodenproben im Labor bis in situ Messung im Rahmen von Standortsmanipulationsexperimenten), aber auch teilweise fehlender Teststatistik wurde keine Metaanalyse gerechnet.

Temperatur x mikrobielle Biomasse: Der Großteil der Autoren stellte keinen Einfluß der Temperatur auf die Gehalte mikrobieller Biomasse im Boden fest (Baldrian et al. 2013, Belay-Tedla et al. 2009, Budge et al. 2011, Djukic et al. 2010, Feng & Simpson 2009, Fu et al. 2012, Schindlbacher et al. 2011, Yin et al. 2012, Zhang et al., 2005 ).

Wenige Arbeiten stellten einen positiven (Na et al. 2011, Zhang et al. 2010) oder negativen (Thiessen et al. 2013, Frey et al. 2008) Zusammenhang zwischen Temperatur und Gehalten mikrobieller Biomasse im Boden her, darunter allerdings das am längsten kontinuierlich gemessene Experiment (Frey et al. 2008).

Bodenfeuchte x mikrobielle Biomasse: Der Großteil der Autoren stellte eine Abnahme der Gehalte an mikrobieller Biomasse im Boden mit zunehmender Bodentrockenheit fest (Baldrian et al. 2013, Poll et al. 2013, Stevnbak et al. 2012, van Meeteren et al. 2008, Xu & Luo 2012, Xu et al. 2010). Eine Zunahme der mikrobiellen Biomasse mit zunehmender Bodentrockenheit maßen Sherman et al. (2012), keinen Zusammenhang zwischen diesen Parametern fanden Smolander et al. (2005).

Steigende CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre x mikrobielle Biomasse („priming“): Kandeler et al. (2006) stellten keinen Zusammenhang zwischen diesen Parametern fest, Thiessen et al. (2013) vermuten auf Basis ihrer Messdaten einen Zusammenhang.

Temperaturerhöhung und/oder Veränderungen der Bodenfeuchte x Veränderungen der mikrobiellen Lebensgemeinschaft im Boden: Abhängig vom untersuchten Ökosystem, dem Beobachtungszeitraum, und dem Ansatz zur experimentellen Erwärmung wurden von der Mehrzahl der Autoren Veränderungen der Zusammensetzung der mikrobiellen

Biomasse wie Zunahme oder Abnahme der Pilzbiomasse, Zu- oder Abnahme von Gram-positiven oder Gram-negativen Bakterien festgestellt (Stevnbak et al. 2012, Feng & Simpson 2009, Sowerby et al. 2005, Budge et al. 2011, Frey et al., 2008 Schmitt & Glaser 2011). Schindlbacher et al. (2011) maßen keine Veränderungen. Einige Autoren (z.B. Belay-Tedla et al. 2009, Fu et al. 2012) stellten fest, dass Managementverfahren (Weide, Mähen) oder Baumartenwahl die Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse wesentlich stärker beeinflussen als (simulierte) klimatische Veränderungen.

### **B-3.6 Basensättigung**

Die Literatursuche in der Datenbasis ScienceDirect mit den Suchbegriffen „base saturation“ und „climate change“ bzw. „warming“ ergab 676 Resultate. Tatsächlich befaßten sich nur 3 Arbeiten mit möglichen Veränderungen der Basensättigung bei Lufttemperatur und/oder Niederschlagsveränderungen, weshalb keine Metaanalyse gerechnet wurde.

Reinds et al. (2009) errechneten mit dem Modell VSD (Very Simple Dynamic model [Posch and Reinds, 2009]) unter Verwendung von 180 Standorten des europaweiten Waldmonitoringnetzes (Reinds et al. 2008) eine geringfügige Erhöhung der Basensättigung für die Szenarios IPCC SRES A1 and B2.

Johnson et al. (2000) errechneten mit dem Simulationsmodell NuCM unter Verwendung der Daten 6 nordamerikanischer Waldstandorte eine geringfügige Zunahme der Basensättigung (< 4%) bei einer Temperaturzunahme von + 4°C; Überwiegend (starke) Abnahme der Basensättigung wurde bei einer Zunahme der Niederschläge um 33% errechnet, überwiegend geringfügige Gewinne bei einer Abnahme der Niederschläge um 33 %.

McGovern et al. (2013) stellten in einer Langzeitstudie zwischen 1968 und 2008 geringfügige, nicht signifikante Abnahmen der Summe der austauschbaren Kationen in Wales fest (n=36). In diesem Zeitraum stieg die Jahresmitteltemperatur der Luft um 1,5 °C an. Es ist in dieser Studie allerdings nicht möglich, die Effekte des Temperaturanstiegs von Bewirtschaftungseffekten und Effekten eines veränderten Depositionsregimes zu trennen.

### **B-3.7 pH-Wert**

Die Literatursuche in der Datenbasis ScienceDirect mit den Suchbegriffen „soil pH“ und „climate change“ bzw. „warming“ ergab 29 Resultate. Davon erfüllten nur 2 Arbeiten die in B-2.2.2 formulierten Kriterien zur Verwendung in einer Metaanalyse. Dazu kommen 3 nicht reviewte Arbeiten aus Berichten aus der ökologischen Langzeitforschung. Aufgrund dieser Datenbasis wurde bei dieser Fragestellung keine Metaanalyse durchgeführt.

Der pH-Wert ist an sich als indirekt klimasensitiv einzustufen: So konnte auf einem Standort mit chronischer Stickstoffdeposition die Abnahme des pH-Wertes in einem Erwärmungsexperiment durch simulierte Trockenheit verlangsamt werden (Kopittke et al. 2012). Ähnliche Beobachtungen wurden in semi-ariden Graslandökosystemen unter natürlichen Bedingungen als mögliche Folge geringerer Nitrifikationsraten von Smith et al. (2002) gemacht. Eine Zunahme des pH-Wertes durch erhöhte Verwitterungsraten infolge erhöhter Temperaturen (z.B. Dessert et al. 2003) ist ebenfalls denkbar. Modellrechnungen von Reinds et al. (2009) ergaben für einen Standort eine Zunahme des pH-Wertes um ca. 0,5 Einheiten über 30 Jahre infolge erhöhter Verwitterungsraten und Temperaturen.

Der Großteil der Langzeitstudien zur Veränderungen des pH-Wertes steht ausschließlich im Kontext der Depositionsforschung und berücksichtigt mögliche Klimateinflüsse nicht oder nur am Rande (z.B. Vanguelova et al. 2010, Hedl et al. 2011).

McGovern et al. (2013) stellten in einer Langzeitstudie zwischen 1968 und 2008 nicht signifikante Abnahmen des pH-Wertes in Wales fest, während Kirkby et al. 2005 in einer Langzeitstudie von Waldstandorten zwischen 1971 und 2001 eine signifikante Zunahme der pH-Werte maßen. Mutsch et al. (2013) stellten zwischen 1988 und 2006/07 nicht signifikante Zunahmen der pH-Werte von carbonatischen Böden auf Waldstandorten in Österreich fest, während bei silikatischen Böden keine Veränderung eintrat.

Tabelle B-11: Mittlere pH-Werte von Langzeituntersuchungen zu Studienbeginn und Studienende, Anzahl der Untersuchungsflächen, Statistische Signifikanz der pH-Wert-Differenzen; c.B. ...carbonatische Böden, s. B. .. silikatische Böden

	pH-Wert, Studienbeginn	pH-Wert, Studienende	n	Signifikanz
Mc Govern et al.2013	4,54	4,46	36	n.s.
Mutsch et al. 2013 bzw. FBVA 1992, c.B.	6,69	6,88	40 bzw. 158	n.s.
Mutsch et al. 2013 bzw. FBVA 1992, s. B.	4,12	4,12	97 bzw.330	n.s
Kirkby et al. 2005	4,98	5,31	103	P<0.005

Die Temperaturveränderungen während der Untersuchungszeiträume liegen in den Untersuchungsgebieten zwischen +0.8 und +1.5°C.

Auch hier gilt, dass Bewirtschaftungseinflüsse, indirekte Wirkungen von Elementeinträgen (insbesondere Stickstoff) sowie die Einflüsse der kleinräumigen Bodenvariabilität von klimatischen Einflüssen nicht isolierbar sind. Ebenfalls gilt, dass Verallgemeinerungen der Ergebnisse aufgrund des engen Raumbezugs (Österreich, Großbritannien) praktisch nicht möglich sind.

### B-3.8 Bodenwasserhaushalt (→Abflussregulierung)

Tabelle B-12 gibt die vier unterschiedlichen Bewertungsmethoden für eine Betrachtung der Abflussregulierung aus der Bodenfunktionsbewertung - Methodische Umsetzung der ÖNORM L1067 an.

Tabelle B-12: Bewertungsmethoden für die Bodenteilfunktion Abflussregulierung – aus Bodenfunktionsbewertung: Methodische Umsetzung der ÖNORM L 1076



Ausgewählte Bewertungsmethoden zur Funktion des Bodens im Wasserhaushalt																					
	Methode	Adaption für Österreich	Datengrundlage/ Anwendung	Maßstabsebene	Bewertungskriterium	Primärparameter										zusätzliche Daten		Sekundärparameter			
						Skelettanteil	Horizontmächtigkeit	Lagerungsdichte	Textur	Humusgehalt	Grundwassereinfluss	Stauwassereinfluss	Hangneigung	Redoxmerkmale	Grundwasser	Höhenmodell	nutzbare Feldkapazität	Luftkapazität	kf-Wert		
9.5. AUFREGULIERUNG	GLA & LfU Bayern (2003), S. 40-41	1	BK	1:25.000	Fähigkeit des Bodens zur Wasseraufnahme	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	
		2	BS	1:2.000	Fähigkeit des Bodens zur Wasseraufnahme	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	
	Umweltministerium Baden-Württemberg (1995), S. 11-13	3,4	BS	1:2.000	Klassenzeichen der Bodenschätzung						x		x		x	x					
			eZ																		
	Lehmann et al. (2008) - TUSEC S.26-30	-	BK	1:25.000	Infiltrationsrate	x	x	x	x	x	-	-	-	x	x	-	x	x	x	x	
		2	BS	1:2.000	Infiltrationsrate	x	x	x	x	x	-	-	-	x	x	-	x	x	x	x	
	Eder et al. (2012)*	-	BK	1:25.000	Infiltrationsrate	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	
			BS																		
		-	BK	1:25.000	Fähigkeit des Bodens zur Wasseraufnahme	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	-	x	x	x	x	

BK Bodenkartierung       keine Parameterableitung notwendig / möglich  
BS Bodenschätzung      **Textur** fettgedruckte Parameter: von der Adaption betroffen  
pg parametergestützt  
eZ einfache Zuweisung      \* dort auch Methode für Waldböden entwickelt!

<sup>1</sup> KNOLL & SUTOR (2010), S. 25 - 26  
<sup>2</sup> HASLMAYR & GERZABEK (2010), S. 30  
<sup>3</sup> KNOLL et al. (2010), S. 18 - 19  
<sup>4</sup> HASLMAYR (2011), S. 110-113

Skelettanteil, Horizontmächtigkeit, Textur und Hangneigung sind Eingangsparameter welche Jahrtausende zur Erreichung ihres derzeit aktuellen Zustands benötigt haben. Diese Parameter werden sich in derzeitigen Betrachtungszeitraum der Diskussion über Klimawandel (~100 Jahre) nicht oder nur unwesentlich verändern. Der Humusgehalt ist jener Primärparameter, dem eine Veränderung durch kurzfristigen Klimawandel am ehesten unterstellt werden kann. Ebenso Grundwasser- und Stauwassereinfluss, die sich in Abhängigkeit von Temperatur- und Niederschlagsveränderungen verändern können.

Um den Zusammenhang zwischen Lagerungsdichte und Humusgehalt zu quantifizieren, wurde eine Metadatenanalyse durchgeführt. Ausgewertet wurde einerseits Literatur, die sich mit dem Zusammenhang von Humusgehalt und Trockenrohdichte beschäftigt, andererseits Literaturquellen, welche Werte für Humusgehalt und Rohdichte für einzelne Standorte liefern. Zusätzlich wurden auch Ergebnisse aus der Labordatenbank des BAW-IKT (Bundesamt für Wasserwirtschaft - Institutes für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt in Petzenkirchen) verwendet. Insgesamt wurden somit drei unterschiedliche Datenquellen genutzt – publizierte Literatur welche einen Zusammenhang prüft, Einzelwerte aus unterschiedlichen Publikationen und erhobene Werte aus der Labordatenbank.

Die Abbildung B-8 zeigt, wie in unterschiedlichen Literaturquellen die Korrelation zwischen Gehalt an organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ ) und Lagerungsdichte belegt wird.

Sämtliche Quellen zeigen eine negative Korrelation der beiden Parameter. Im Boxplot Abbildung B-9 sind die berechneten Schwankungsbreiten der Korrelationen abzulesen. Insgesamt lässt die Metadatenanalyse, bestehend aus mehr als 4500 Werten, einen losen, negativen Zusammenhang zwischen Lagerungsdichte und  $C_{org}$  erkennen, der statistisch signifikant ist. Je höher der  $C_{org}$  Anteil im Boden ist, desto geringer die Lagerungsdichte (Abbildung B-8).

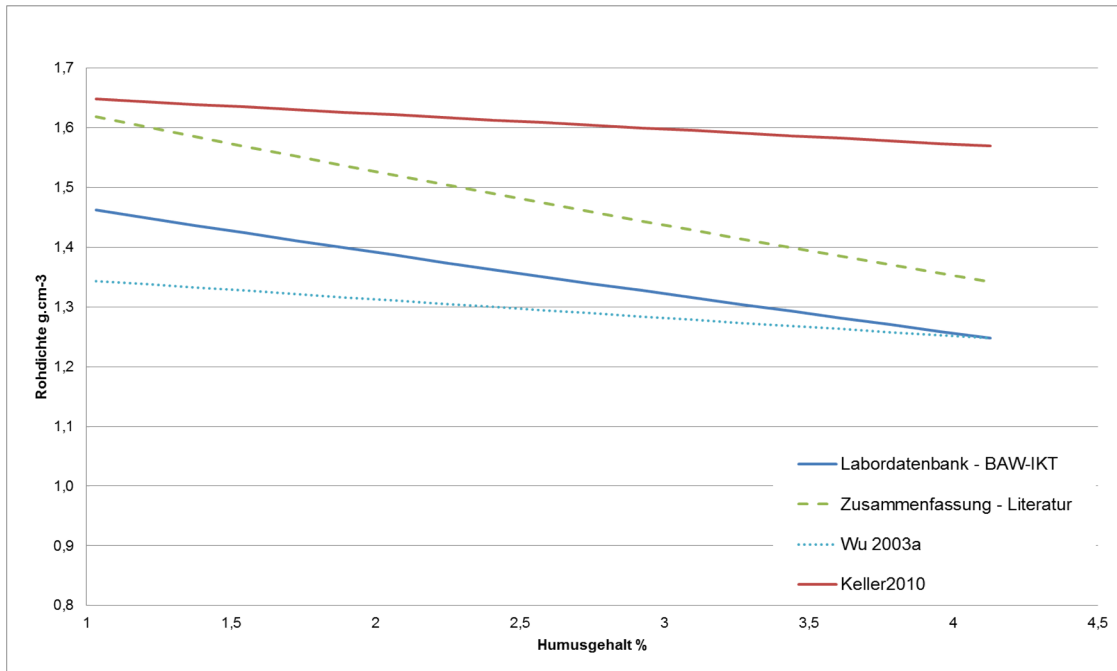


Abbildung B-8: Zusammenhang zwischen Humusgehalt und Rohdichte aus unterschiedlicher Datengrundlage (Labordatenbank BAW-IKT, Zusammenfassung unterschiedlicher Literaturquellen, Wu2003a, Keller 2010)

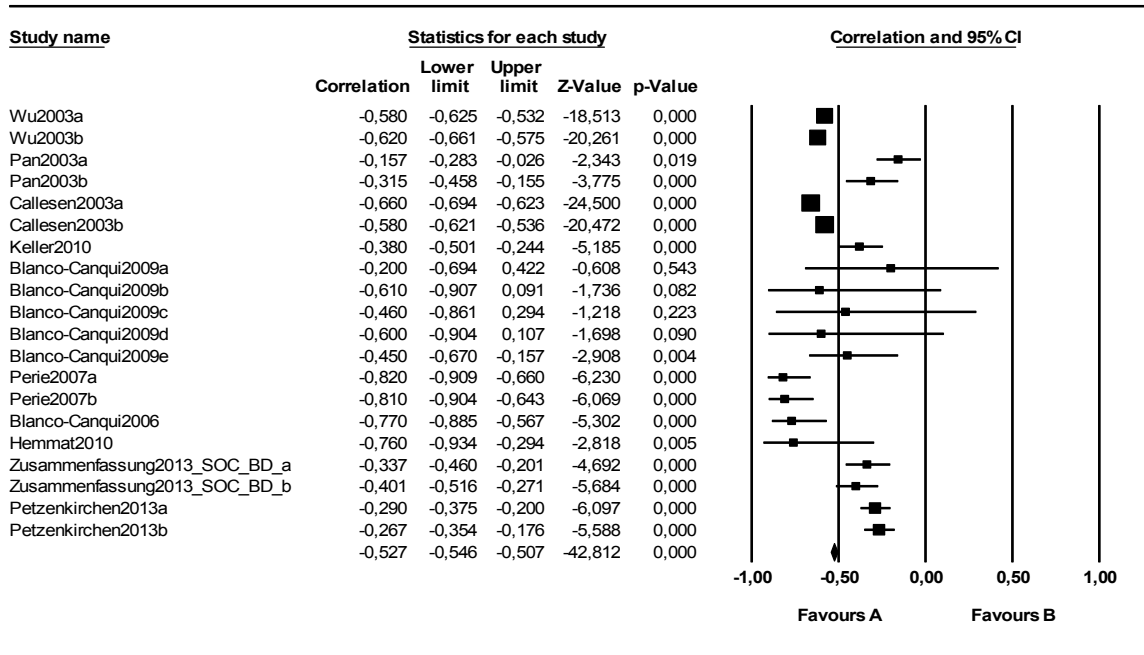


Abbildung B-9 Ergebnis der Metadatenanalyse bezüglich des Zusammenhanges von Lagerungsdichte und  $C_{org}$  aus unterschiedlichen Literaturquellen (Kleinbuchstaben stehen für unterschiedliche Modelle in der verwendeten Literatur)

Die Umsetzung der ÖNORM L1076 bietet unterschiedliche Methoden, die Abflussregulierung zu bewerten (Tabelle B-12). Alle vier beschriebenen Methoden lassen sich auf die in der Bodenkundlichen Kartieranleitung der AG Boden (2005) beschriebenen Verfahren rückführen und beinhalten Klassifikationen von Humusgehalt, Rohdichte, Lagerungsdichte und Textur. Aus diesen werden über Tabellen gesättigte Leitfähigkeit und

Wasserspeichervermögen durch Zu- und Abschläge berechnet. In Tab. B-13 ist die Klassenaufteilung für den Humusgehalt angeführt. Dieser wird von 0 bis 30 Masseprozent in 8 Klassen unterteilt, in Tabelle B-14 die Aufteilung der Lagerungsdichte zu 5 Klassen nach Bodenkundlicher Kartieranleitung der AG Boden (2005) dargestellt.

Tabelle B-13: Einstufung des Humusgehaltes (organische Substanz) von Böden nach Bodenkundlicher Kartieranleitung der AG Boden (2005)

Humus (organische Substanz)		
Kurzzeichen	Bezeichnung	in Masse-
h0	humusfrei	0
h1	sehr schwach humos	< 1
h2	schwach humos	1 bis < 2
h3	mittel humos	2 bis < 4
h4	stark humos	4 bis < 8
h5	sehr stark humos	8 bis < 15
h6	extrem humos, anmoorig	15 bis < 30
h7	organisch, Torf	≥ 30

Tabelle B-14: Einstufung der Lagerungsdichte von Mineralböden nach Bodenkundlicher Kartieranleitung der AG Boden (2005)

Bezeichnung	Stufe	Lagerungsdichte g.cm <sup>-3</sup>
sehr gering	1	< 1,2
gering	2	1,2 bis < 1,4
mittel	3	1,4 bis < 1,6
hoch	4	1,6 bis < 1,8
sehr hoch	5	≥ 2

Unter der Annahme, dass sich der Humusgehalt eines Bodens in 100 Jahren um 0.5 % verändert,- was in etwa einer 20 jährigen Düngung mit Grünschnitt gleich kommt (Spiegel et al. 2010), kann man eine Berechnung anstellen, wie sich unter unterschiedlichen Bedingungen die Lagerungsdichte ändert (Tabelle B-15). Vergleicht man nun diese Werte mit den Klassen in der AG Boden (Tabelle B-13 und Tabelle B-14) so erkennt man, dass sich eine Veränderung der Lagerungsdichte durch Humusveränderungen nicht in einem Klassenwechsel widerspiegelt. Nur bei Werten nahe den Grenzen können Klassensprünge vorkommen.

Tabelle B-15: Humusgehalt, C<sub>org</sub>, und daraus berechnete Lagerungsdichten für Auswahl an unterschiedlichen Literaturquellen

Humusgehalt	C <sub>org</sub>	Lagerungsdichten g.cm <sup>-3</sup>			
		Labordatenbank IKT	Zusammenfassung - Literatur	Wu2003	Keller2010
2,0	1,2	1,39	1,53	1,31	1,62

2,5	1,5	1,36	1,48	1,30	1,61
3,0	1,7	1,32	1,44	1,28	1,60

Daher gilt, dass für eine Bewertung der Veränderung der Abflussregulierungsfunktion von Böden durch Klimawandel die in der Bodenfunktionsbewertung angeführten Methoden nicht geeignet sind, weil die in der Bodenkundlichen Kartieranleitung der AG Boden (2005) angeführte Klassenbreiten grösser sind als erwartete Veränderungen im Humusgehalt der Böden.

## B-4 Abschätzung des Ausmaßes möglicher Veränderungen einzelner Primärparameter im Mühlviertel

Modellregion Mühlviertel, Abflussregulierung:

Die mittlere Textur der landwirtschaftlich genutzten Böden des Mühlviertels laut bodenkundlicher Kartieranleitung kann als schluffig-lehmiger Sand (47,6 Sand, 41,6 Schluff, 10,9 Ton) bezeichnet werden. Für diese mittlere Textur ist eine Funktionsbewertung unter Bedingungen des Klimawandels exemplarisch ermittelt worden. Die Veränderung des Kohlenstoffgehaltes im Boden ist mit  $\pm 2$ ,  $\pm 5$ ,  $\pm 10$  Prozent von einem durchschnittlichen heutigen Wert aus 30 Proben der oberen 20 cm aus dem Mühlviertel angenommen worden. Die Berechnungen wurden für Minimal – und Maximalwerte, für das 25, 50 und 75 Quantil durchgeführt.

Tabelle B-16 Beispiel für die Bewertung des Funktionserfüllungsgrades nach ÖNORM L1076, anhand des 50 Quantil des Kohlenstoffanteiles im Mühlviertel und eine mögliche Veränderung des Kohlenstoffanteiles um  $\pm 10$

Berechnung des Funktionserfüllungsgrades nach ÖNORM L 1076	Berechnungsbasis	50 Quantil		
		Ausgangswert	+10	-10
Kohlenstoffanteil	30 Proben	2,14	2,35	1,93
Lagerungsdichte $\text{g.cm}^{-3}$	c)	1,28	1,25	1,30
Humusgehalt	aus Kohlenstoffanteil	3,68	4,05	3,31
Humusklassen	a)	3	4	3
Luftkapazität Zu/Abschläge	a)	3	4	3
Luftkapazität aus Dichte	a)	14	14	14
resultierende Luftkapazität	b)	17	18	17
nutzbare Feldkapazität	a)	2	4	2
Zu/Abschläge	a)	23	23	23
nutzbare Feldkapazität	a)	25	27	25
resultierende nutzbare Feldkapazität	a)	25	27	25
Wasserspeichervermögen	b)	42	45	42
Wasserspeichervermögen	b)	<50	<50	<50
gesättigte Wasserleitfähigkeit $\text{cm/d}$	a)	60	60	60
gesättigte Wasserleitfähigkeit/Profil $\text{cm/d}$	b)	5,1	5,1	5,1
Funktionserfüllungsgrad	b)	1	1	1

a) Bodenkundliche Kartieranleitung 2005

b) LUBW 1995

c) Ableitung der Lagerungsdichte aus der Labordatenbank

In Tabelle B-16 ist ein Berechnungsbeispiel des Funktionserfüllungsgrades für einen schluffig lehmigen Sand mit einem Kohlenstoffgehalt von 2,14 (50 Quantil vom Mühlviertel) für die Annahme  $\pm 10$  Kohlenstoffveränderung dargestellt. Es zeigt sich, dass bei diesen Extremen keine Veränderung der Klassen im Erfüllungsgrad der Abflussregulierungsfunktion stattfindet. Die weiteren Bewertungen mit den unterschiedlichen Eingangsparemtern zeigen ebenfalls keine Veränderung des Funktionserfüllungsgrades.

Die Funktionsbewertung ist nicht in der Lage die durch Klimawandel bedingte Veränderung des Kohlenstoffanteiles abzubilden. Ein Grund hierfür sind die von der bodenkundlichen Kartieranleitung übernommenen Klassenbreiten. Diese sind zu breit gewählt um Schwankungen, hervorgerufen durch Klimawandel, erfassen zu können. Insgesamt zeigt sich keine Veränderung des Funktionserfüllungsgrades über alle Szenarien.

## B-5 Diskussion

### B-5.1 Bodenkohlenstoff

Bodenkohlenstoff geht als Schlüsselparameter, direkt oder indirekt, in die Bewertung der meisten Bodenteilfunktionen (direkt: Bodenteilfunktion Abflussregulierung, Filter- und Puffer für anorganische sorbierbare Schadstoffe, organische Schadstoffe, saure Einträge, indirekt: Produktionsfunktion, Lebensraumfunktion; über Wasserspeichervermögen (WSV, synonym  $nFK_{we}$ , bzw. ökologische Wasserverhältnisse) ein.

Obwohl eine Vielzahl von Studien mit unterschiedlichen Ansätzen, die sich mit der Klimasensitivität des Abbaus von organischer Substanz im Boden befassen, vorliegen, können eindeutige Aussagen zur Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrats nicht abgeleitet werden (vgl. u.a. Kirschbaum 2006, Smith et al. 2008, Stockmann et al. 2013).

Zur Abschätzung von Veränderungen mit der Methode der Langzeitbeobachtung (Bodenzustandserhebungen, Bodenreihenerhebungen) ist eine hohe Anzahl von Wiederholungen nötig, die nur selten national oder regional verwirklicht werden kann. Die wenigen zur Verfügung stehenden Untersuchungen zeigen überwiegend geringe Veränderungen der Bodenkohlenstoffgehalte. Eine Untersuchung, die eine statistisch signifikante Abnahme der Bodenkohlenstoffvorräte in England und Wales (Bellemy et al. 2005) ausweist, und dies auf Effekte des Klimawandels zurückführt, wird etwa von Smith et al. (2007) in Frage gestellt. Bewirtschaftungsveränderungen, effektivere Methoden der Ernte von Biomasse, Effekte der kleinräumigen Bodenvariabilität sowie unterschiedliche Methoden der Berechnung der Bodendichte, aber auch Wechselwirkungen des Kohlenmit dem Stickstoffkreislauf sind Einflussfaktoren, welche in Bodenzustands- oder Bodenreihenerhebungen oft nicht oder nur ungenügend berücksichtigt werden.

Ergebnisse von Erwärmungsexperimenten zeigen zwar im Allgemeinen eine Zunahme der Bodenrespiration mit der Boden – oder Lufttemperatur, und damit einen Kohlenstoffverlust im Boden (ohne Berücksichtigung potentieller Veränderungen der Netto-Primärproduktion), doch gibt es davon abweichende Ergebnisse (z.B. Beier et al. 2008). Die Mehrzahl der Experimente zeigt auch, dass der Erwärmungseffekt auf die Bodenrespiration nach einigen Jahren abnimmt und der Erwärmungseffekt nicht über alle Ökosystemtypen hinweg festzustellen ist. Einige wenige Arbeiten, die eine Gesamtbilanz des Kohlenstoffs am Standort errechnen, kommen zu widersprüchlichen Ergebnissen, sowohl in Richtung als auch im Ausmaß der Veränderung.

Auch Laborexperimente zur Ermittlung der Temperatursensitivität der Bodenrespiration unter kontrollierten Bedingungen ergeben unterschiedliche Zusammenhänge zwischen Temperatur und Abbauraten von organischer Substanz (Hamdi et al. 2013). Unterschiedliche Methoden der Inkubation aber auch unterschiedliche Zeitschienen erschweren die Vergleichbarkeit.

Die Diskussion darüber, ob es unterschiedliche, nur funktional definierte C-Pools unterschiedlicher Temperatursensitivität gibt, dauert an und ist in Smith et al. (2008) zusammengefasst. Während die Mehrzahl der Arbeiten davon ausgeht, dass der sog. „labile“ C-Pool bei steigenden Temperaturen rasch abgebaut wird, gibt es auch die Meinung (z.B. Fierer et al., 2005, 2006; Leifeld & Fuhrer, 2005) dass der sog. „stabile“ Kohlenstoff temperatursensitiver sei, oder es keinen Unterschied in der Temperatursensitivität dieser Pools gäbe (Conen et al., 2006; Czimczik and Trumbore, 2007; Fang et al., 2005; Rey and Jarvis, 2006). Weitere Variablen, die das Bild beeinflussen, sind etwa die Bindung des Kohlenstoffs an Bodenaggregate und die Effekte der Bodenfeuchte. Einige Autoren stellen die Frage, ob die Temperaturabhängigkeit der Kohlenstoffumsetzung eine „scheinbare“ sei, die tatsächlich auf eine Kombination mehrerer Faktoren zurückzuführen sei (z.B. Stockmann et al. 2013, Smith et al. 2008), wie die mikrobielle Ökologie, Enzymkinetik, Umweltfaktoren und Matrixeffekte im Boden.

Derzeit ist es nur sehr beschränkt möglich, die Ergebnisse der Untersuchungen, welche sich mit kurz- bis mittelfristigen Veränderungen des (Boden)Kohlenstoffkreislaufes befassen und solchen, die Veränderungen über längere Perioden untersuchen, miteinander in Einklang zu bringen. So ergeben Inkubationsversuche oder Massenverlustexperimente im Allgemeinen eine höhere Temperatursensitivität des C-Abbaus als Bodenerwärmungsexperimente und diese wiederum eine höhere als Bodenerhebungen (Ermittlung der Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrats zu unterschiedlichen Zeitpunkten) oder Modellrechnungen mit Langzeitbezug.

So ist die Temperaturabhängigkeit der Kohlenstoff-Ausgasungsraten teilweise methodenabhängig: Inkubationen von Bodenproben im Labor ergeben eine höhere Temperaturabhängigkeit als Erwärmungsexperimente, diese wiederum eine höhere als Freilandexperimente ohne Erwärmung (Kirschbaum 2006, Abb. B-6, S. 29).

Diese Unterschiede könnten dadurch zu erklären sein, dass die verwendeten Methoden sich auf unterschiedliche und unterschiedlich temperatursensitive Kohlenstoffspeicher beziehen, auf welche unterschiedliche Einflußgrößen (besonders) wirksam sind (Smith et al. 2008).

Biogeochemische Prozessmodelle simulieren zwar den Kohlenstoffkreislauf immer präziser, doch weisen die meisten immer noch entscheidende Beschränkungen auf: So wird der Bodenkohlenstoffgehalt nicht über die Tiefe differenziert, einfache Einflußgrößen wie etwa der pH-Wert werden nicht mit einbezogen; der Einfluss des Pflügens, welcher die Kohlenstoffverteilung über die Tiefe oder die Abbaugeschwindigkeit der Ernterückstände beeinflusst, wird häufig nicht berücksichtigt. Die meisten Modelle betrachten nur die obersten 30 cm des Bodens (Angers & Eriksen-Hamel, 2008).

Der Vergleich der Ergebnisse der Modelle wird auch dadurch erschwert, dass unterschiedliche Temperaturabhängigkeit von Kohlenstoff-Ausgasungsraten unterstellt wird (Smith et al 2008) und unterschiedliche Biomassen- und Bodenkohlenstoffpools betrachtet werden (Übersicht in: Stockmann et al. 2013)

Daher erscheint es mit diesen Modellen eher möglich zu sein, relative Veränderungen festzustellen, als Absolutwerte zu simulieren.

Mit dem Einfluß von Bewirtschaftung und Veränderungen der Bodennutzung (LUC) befasst sich eine Vielzahl von Arbeiten. Sie zeigen, dass der Einfluß dieser Faktoren im Zusammenhang mit climate change kaum zu unterschätzen ist (z.B. Aguilera et al. 2013, Hoogmoed et al. 2012), da verlässliche Simulationen ohne Wissen um die tatsächlich eingesetzten Bewirtschaftungsmethoden und deren Dauer kaum möglich sind.

Dies bedeutet für die Bodenfunktionsbewertung, dass es nicht möglich ist, in die Bewertungsschemata der oben genannten Bodenteilfunktionen mit Werten, welche die Klimaänderung reflektieren, einzugehen. Veränderungen der Bodenkohlenstoffvorräte können, soweit es die Literaturlauswertung zeigt, qualitativ kaum und quantitativ gar nicht postuliert werden. Die in Kapitel 4 angestellte Modellrechnung zeigt, dass die gewählten Klassenbreiten für den Parameter Humus so breit sind, dass erst massive Veränderungen zu einer Veränderung der Funktionsbeurteilung führen würden.

## **B-5.2 Stickstoff**

Das Nährelement Stickstoff wurde im vorliegenden Projekt, wenn es auch kein Primärparameter zur Bewertung von Boden- oder Bodenteilfunktionen ist, behandelt, da Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf eng miteinander verschränkt sind: Höheres Stickstoffangebot erhöht i. d. R. das Pflanzenwachstum und beeinflusst daher die Kohlenstoffmenge im Ökosystem und kann die Bodenkohlenstoffvorräte beeinflussen.

Das Stickstoffangebot in Ökosystemen kann einerseits durch Düngung, andererseits durch anthropogene N-Deposition gesteigert werden, andererseits aber auch als Folge höherer N-Nettominalisationsraten. Der überwiegende Teil der analysierten Literatur



zeigt, daß die N-Nettomineralisation (srate) mit zunehmender Temperatur steigt (Kapitel B-3.2).

Es ist jedoch durchaus strittig, wieviel kg C durch das zusätzliche Angebot von 1 kg N im Ökosystem gebunden werden können. Wir fanden in der untersuchten Literatur Werte, die in Waldökosystemen zwischen 24,5 kg C. 1 kg N<sup>-1</sup> (Liu & Greaver 2009) und 200 kg C. 1 kg N<sup>-1</sup> (Magnani et al. 2008) lagen.

Der Effekt zusätzlichen N-Angebots auf die Kohlenstoffmenge im Boden wird von Lu et al. (2010) und Liu & Greaver (2009) auf Basis umfangreicher Auswertungen der Literatur in Ackerland-Ökosystemen mit +2 % bzw. +3.5 beziffert, während in Forst- und Graslandökosystemen kein signifikanter Effekt nachzuweisen war.

Einzelne Arbeiten, darunter eine Literaturstudie von de Vries (2009) fanden auch in Waldökosystemen Hinweise auf eine Zunahme der Bodenkohlenstoffmenge als Folge von N-Eintrag. Alle Werte liegen in einem Bereich zwischen 5 und 35 kg C. 1 kg N<sup>-1</sup>.

Mit einiger Vorsicht wird gefolgert, dass – vorausgesetzt, es treten keine Limitierungen durch die Bodenfeuchtigkeit auf - Temperaturzunahmen einen positiven Effekt auf das Stickstoffangebot haben können. Weiters wird gefolgert, dass erhöhtes Stickstoffangebot die Bodenkohlenstoffmenge in durchaus nachweisbarem Ausmaß steigert.

Auf der regionalen Ebene oder der Ebene des Einzelökosystems kann sich ein durchaus anderes Bild ergeben (z.B. Khan et al. 2007).

### **B-5.3 Schwermetalle, organische Schadstoffe**

Sehr überraschend ist die geringe Anzahl der Arbeiten, die sich mit der Wirkung veränderter Boden- und Lufttemperaturen oder veränderter Bodenfeuchtigkeit auf die Bindung von Schwermetallen in Böden auseinandersetzen.

Einige wenige Arbeiten geben Hinweise auf erhöhte Mobilität einiger Schwermetalle (Pb, Cu, Zn, As, Hg, Cd) als Folge erhöhter Lufttemperaturen, die teils als Folge des Abbaus der „labilen“ C-Pools im Boden interpretiert wird.

Nur die Arbeiten einer spanischen Arbeitsgruppe (Sardans et al. 2008) geben – auf Basis eines kombinierten Erwärmungs-/Trockenstreßexperiments Hinweise auf erhöhte pflanzenverfügbare Gehalte einiger Schwermetalle im Boden als Folge von Bodentrockenheit. Gewicht erhält diese Studie allerdings durch den Umstand, dass dies unseres Wissens nach die einzige Studie ist, die diese Fragestellung im Freilandexperiment untersucht.

Die Bindung organischer Schadstoffe wird wesentlich durch Gehalt und Struktur der organischen Substanz bestimmt. Dem entsprechend wird in den ausgewerteten Arbeiten gefolgert, daß starke Temperaturzunahmen einerseits zu einem geringeren Sorptionsvermögen des Bodens sowie zu einer erhöhten Volatilisierung verschiedener organischer Schadstoffe wie Naphthalen, Phenantren, PAHs und HOCs führen.

In Hinblick auf die Bodenfunktionsbewertung läßt schon die geringe Zahl der Arbeiten keinerlei gesicherte Schlüsse auf mögliche geänderte Wirkungsgefüge zu.

### **B-5.4 Mikrobielle Biomasse**

Obwohl in den untersuchten Studien sehr unterschiedliche Methoden und unterschiedliche Untersuchungszeiträume eingesetzt wurden und die Experimente sehr unterschiedlich aufgebaut waren, zeigt sich ein weithin konsistentes Bild: Die Gehalte an mikrobieller Biomasse im Boden ändern sich mit Temperaturzunahmen nur unwesentlich, während sie mit zunehmender Bodentrockenheit abnehmen. Temperatur- und/oder bodenfeuchtebedingt treten Verschiebungen zwischen den häufig untersuchten Artengruppen (Pilze, Gram-positive, Gram-negative Bakterien) auf.

### **B-5.5 pH-Wert**

Auch bei diesem Parameter überrascht die geringe Anzahl der Arbeiten, die sich mit Veränderungen des pH-Wertes im Kontext des Klimawandels auseinandersetzen.

Langzeitstudien zeigen überwiegend geringe Veränderungen des pH-Wertes während der letzten Jahrzehnte (Mutsch et al. 2013, FBVA 1992, McGovern 2013), in einer Studie (Kirkby et al. 2005) konnte ein signifikanter Anstieg nachgewiesen werden. Ein Zusammenhang mit Temperatur- oder Niederschlagsveränderungen kann weder ausgeschlossen noch bewiesen werden (vgl. auch B-5.1).

Einzelne Arbeiten weisen auf indirekte positive Temperatureffekte durch beschleunigte Gesteinsverwitterung hin.

Die Abnahme der Nitrifikationsrate bei Bodentrockenheit wird ebenfalls als indirekt positiver Effekt beschrieben.

In Hinblick auf die Bodenfunktionsbewertung läßt die geringe Zahl der Arbeiten keinerlei gesicherte Schlüsse auf mögliche geänderte Wirkungsgefüge zu.

### **B-5.6 Lagerungsdichte (Abflußregulierung)**

Die Eingangsparameter für die Bewertung der Bodenteilfunktion Abflußregulierung sind neben der (nicht temperatursensitiven) Korngrößenverteilung der aus dem Kohlenstoffgehalt durch Umrechnung mittels eines Konventionalfaktors herleitbare Humusgehalt sowie die davon abhängige Lagerungsdichte.

Alle ausgewerteten Arbeiten zum Zusammenhang zwischen Kohlenstoffgehalt im Boden und Lagerungsdichte zeigen übereinstimmend eine negative Korrelation zwischen diesen Parametern.

### **B-5.7 Schlüsse für die Bodenfunktionsbewertung**

Eine Einschätzung der Wirkung von Klimaänderungen auf die Bodenfunktionen kann aufgrund der Ergebnisse der durchgeführten Metaanalysen nicht durchgeführt werden.

Dies liegt primär daran, dass sich, wie bereits in den Kapiteln B-3.1 und B-5.1 umrissen, kein kohärentes Bild zur Temperatursensitivität der (Boden)Kohlenstoffdynamik aus der Literatur ableiten lässt. Die Führung des Nachweises, ob Boden- bzw. Ökosystemkohlenstoffvorräte zu- oder abnehmen, ist auf Basis von Felddaten kaum möglich, da nur selten vollständige Bilanzen, die auf der Messung der ausschlaggebenden Pools beruhen, vorliegen. Historische und aktuelle Bewirtschaftungseffekte, Störungen in Ökosystem und die inhärente Unsicherheit der Schätzung der Kohlenstoffpools überlagern häufig die klimabedingten Wirkungen (z.B. Gottschalk et al. 2012). Weithin gesichert erscheint ein positiver Einfluß von erhöhtem Stickstoffangebot auf die Bodenkohlenstoffvorräte. Die sehr breit gewählten Klassen (Bodenteilfunktion Abflußregulierung, Bodenteilfunktionen Puffer- und Filter für anorganische und organische Schadstoffe) lassen erwarten, dass nur sehr massive Veränderungen des Kohlenstoffgehalts Veränderungen des Funktionserfüllungsgrads nach sich ziehen würden.

Für den Parameter pH-Wert können aus der Literatur keine stichhaltigen Hinweise für klimabedingte Veränderungen abgeleitet werden.

Eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse mit zunehmender Trockenheit erscheint in der Literatur hingegen weitgehend gesichert.

Für die Beurteilung von klimabedingten Veränderungen auf die Bindung von Schwermetallen bzw. organischen Schadstoffen im Boden ist die Datenbasis zu schmal. Es ergeben sich hier einzelne Hinweise, dass für die Bindung organischer Schadstoffe neben der C-Menge auch die Qualität der C-Verbindungen wesentlich sein könnte.

Die summarische Zusammenfassung und Bewertung aller Schwermetalle als Gruppe „anorganische“ Schadstoffe und einer Vielzahl organischer Verbindungen mit unterschiedlichen Eigenschaften unter „organische“ Schadstoffe ist problematisch, da unterschiedliche Schwermetalle bei gleichem Kohlenstoffgehalt bzw. gleichen pH-Wert im Boden sehr unterschiedliche relative Bindungsstärke aufweisen (DVWK 1987); Pentachlorphenol (PCP) und andere dissoziierende organische Schadstoffe, werden mit abnehmenden pH-Wert (Lewandowski, 1997; Müller, 2007) stärker sorbiert. Daher müssten das Einordnungsschema und die Klassengrenzen angepaßt und die Schadstoffgruppen unterteilt werden.

Bei feldbodenkundlichen Größen (Bodenkundliche Feuchtezahl, Humusform, Überflutungsdynamik, natürlicher Bodenwert, Bodentyp) ist eine Bewertung auf Klimasensitivität nicht möglich, da sie jeweils eine zusammenfassende Klassifikation eines Faktorenkomplexes darstellen und in der Regel bisher auch nur einmal pro Gebiet erhoben wurden, daher Informationen über Veränderungen fehlen.

### **B-5.8 Empfehlungen für die weitere Vorgehensweise, insbesondere für die regionale Ebene**

Aus den Ergebnissen der Literaturstudie sind Empfehlungen abzuleiten, welche

1. Die Wissens- bzw. Datenlücken hinsichtlich der Eingangsparameter zur Bodenfunktionsbewertung betreffen,
2. die Methodik der Bodenfunktionsbewertung betreffen,
3. als auch Möglichkeiten aufzuzeigen, wie Veränderungen von Bodenfunktionen auf regionaler Ebene zukünftig abgebildet werden könnten.

Ad 1) Aus den Kapiteln B-3.1-3.8 wird deutlich, dass für wichtige Eingangsgrößen zur Bodenbewertung, v.a. jedoch hinsichtlich des Parameters Kohlenstoff und der Gruppe der anorganischen und organischen Schadstoffe, erhebliche Wissenslücken existieren, die eine Bewertung dieser Primärparameter und folgend auch der daraus hergeleiteten Bodenfunktionen unter den Verhältnissen des Klimawandels mit erheblichen Unsicherheiten belasten oder unmöglich machen.

Bezüglich des Parameters Kohlenstoff könnten durch die Aufnahme von Messungen zur Bodenrespiration in das Standard-Analysenset von Langzeitbeobachtungsflächen bzw. Bodeninventuren sowie die Vernetzung von Bodeninventurdaten mit Daten von Projekten, die auf die Messung der Ausgasung von Kohlenstoffverbindungen fokussiert sind, auf regionaler Ebene wesentlich präzisere Aussagen möglich werden, insbesondere wenn dies durch eine genaue Dokumentation der realen Bewirtschaftung von Standorte (vgl. Punkt 3) begleitet wird.

Weiters kann empfohlen werden, bodenzoologische Untersuchungen auf regionaler Ebene im Rahmen von Bodenzustandsinventuren oder Langzeitbeobachtungsflächen zu ergänzen, da aus der Literaturrecherche hervorgeht, dass tiefgreifende Änderungen in der Zusammensetzung der Artengruppen der Bodenfauna und damit Veränderungen zur Bewertung der Bodenfunktion „Lebensgrundlage und Lebensraum für Bodenorganismen“ zu erwarten sind.

Ad 2) Wie in Kap. B-3.8 und 4 ausgeführt, sind die Bewertungsklassen für den Parameter „Humusgehalt“ so breit gezogen, dass nur unrealistisch massive Veränderungen der Bodenkohlenstoffgehalte eine Veränderung der Einstufung von Bodenfunktionen hervor-

rufen würden. Es ist daher hinsichtlich der Methodik der Bodenbewertung zu empfehlen, diese Klassengrenzen zu adaptieren.

Aus der Literaturrecherche kann auch die Empfehlung abgeleitet werden, das Bewertungsschema hinsichtlich der Pufferfunktion für anorganische und organische Schadstoffe zu verfeinern. Die Bindung von Schadstoffen im Boden ist innerhalb dieser Gruppen schadstoffspezifisch unterschiedlich (DVWK 1988). Ebenso ist aus der Literatur abzuleiten, dass sich das Bindungsverhalten unter den Bedingungen des climate change schadstoffspezifisch mit hoher Wahrscheinlichkeit unterschiedlich verändert.

Ad 3) Auf der regionalen Ebene überdecken die Einflüsse der konkreten Bewirtschaftung oder Veränderungen der Bewirtschaftung mögliche, durch den Klimawandel verursachte Veränderungen (vgl. Kapitel B-3.1, S. 27 f, Kap. B-3.7 S. 38). In der Literatur finden sich zahlreiche Hinweise, dass im Ackerland, einerseits durch (spezielle) Formen der Bewirtschaftung, aber auch durch die Wahl der Fruchtfolge die Kohlenstoffspeicherung wesentlich beeinflusst werden kann (z.B. Aguilera et al. 2013). Daher ist es gerade auf der lokalen bzw. regionalen Ebene unerlässlich, die konkrete Bewirtschaftungsform bzw. Fruchtfolge über einen möglichst langen Zeitraum zumindest an Benchmark-Ökosystemen (Langzeit-Beobachtungs- oder Versuchsflächen) zu dokumentieren. Das Gleiche gilt für die Standorte von Bodeninventuren, deren Daten damit wesentlich zielgerichteter ausgewertet und interpretiert werden könnten. Ähnliches gilt analog auch für die Nutzungsformen Wald und Grünland (z.B. Hoogmoed et al. 2012). Da, wie u.a. in Kap. B-3.1 erläutert, die organische Substanz wesentliche Eingangsgröße zur Bewertung zahlreicher Bodenfunktionen ist, könnte mit dieser Vorgangsweise zumindest ein Teil der Unsicherheiten bezüglich weiterer Entwicklung der Bodenkohlenstoffvorräte ausgeräumt werden.

Der Einsatz eines einzigen Modells zur Prognose des Bodenkohlenstoffvorrats und einer darauf aufsetzenden Bewertung der Bodenfunktionen kann aufgrund der in Kapitel B-5.1 genannten Unsicherheiten nicht empfohlen werden. Der vergleichende Einsatz mehrerer Modelle auf wenigen, bezüglich ihrer Bewirtschaftung gut dokumentierten Standorten, kann – gerade wegen der Unterschiedlichkeit der Ansätze – die Bandbreite der zukünftigen Entwicklung der Bodenkohlenstoffvorräte auf regionaler oder lokaler Ebene darstellen. Insbesondere wäre dabei von Interesse, wie die eingesetzten Modelle die Richtung der Entwicklung der Bodenkohlenstoffvorräte beim Einsatz desselben Szenarios bezüglich des möglichen zukünftigen Klimas einschätzen.

Gerade auf regionaler Ebene sind auch Wiederholungen der bislang nur einmalig erhobenen feldbodenkundlichen Komplexmerkmale (z.B. Wasserhaushaltsstufe, natürlicher Bodenwert u.a.m.) zu empfehlen, da diese Daten dann auch in Prognosen bzw. Pedotransferfunktionen zur Veränderung von Bodenfunktionen mit aufgenommen werden könnten. Durch die gezielte Auswahl von Standorten, auf denen Veränderungen zu erwarten sind, könnte hier der Aufwand relativ gering gehalten werden.

Das sich bietende, uneinheitliche Bild bezüglich Veränderungen wichtiger Primärparameter des Bodens führt auch auf regionaler Ebene zu der Empfehlung, dass im Sinne der nachhaltigen Sicherung der Bodenfunktionen Bewirtschaftungsformen der Vorzug zu geben ist, welche erwiesenermaßen die Menge der organischen Substanz im Boden (als Schlüsselparameter für viele Bodenfunktionen) erhalten oder vermehren (Rückführung von Biomasse, no-tillage-Systeme u.a.m.)

## Literaturverzeichnis

Hinweis: Im Folgenden sind nur die Literaturverweise, die sich auf die Bodenfunktionsbewertung an sich beziehen, gelistet. Alle anderen Literaturverweise finden sich im Anhang

Amt der OÖLReg (2013): Bodenfunktionskarte.

<http://www.doris.at/viewer/%28S%28nbiwzs55orqtqe45emggpq45%29%29/init.aspx?ks=alk&karte=bodenfunktionen>

Amt der OÖLReg (2010): Das Schutzgut Boden im DORIS. Lesehilfe zur Bodenfunktionsbewertung. Linz, 26. S.

BVB (= BUNDESVERBAND BODEN e.V.) (Hrsg.) (2005): Biologische Charakterisierung von Böden – Ansatz zur Bewertung von Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen. – BVB-Materialien Band 13, 78 S., Berlin. BadenWÜ

GLA (= BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT & BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ) (Hrsg.) (2003): Das Schutzgut Boden in der Planung. Bewertung natürlicher Bodenfunktionen und Umsetzung in Planungs- und Genehmigungsverfahren. – Augsburg. ([http://www.lfu.bayern.de/natur/landschaftsplanung/ablauf\\_inhalte\\_verfahren/doc/schutzgut\\_boden\\_in\\_der\\_planung.pdf](http://www.lfu.bayern.de/natur/landschaftsplanung/ablauf_inhalte_verfahren/doc/schutzgut_boden_in_der_planung.pdf), 20.07.2012)

Baumgarten et al. (2013, in Druck): Bodenfunktionsbewertung: Grundlagen und Erläuterungen zur ÖNORM L 1076.

Birngruber H. et al. (2011): CLISP – Climate Change Adaptation by Spatial Planning in the Alpine Space. Model Region Report – Upper Austria. Project Report - ETC „Alpine Space“ programme 2007-2013, 254 p..

BMLFUW (=Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Hrsg.), 2013. Bodenfunktionsbewertung: Methodische Umsetzung der ÖNORM L 1076. Wien.

Borenstein, M., Hedges Larry, Higgins J., Rothstein H. (o.J.): Manual to: Comprehensive Meta Analysis Version 2.0., 104 S.

Dessert, C., Dupré, B., Gaillardet, J., Francois, L.M., Allègre, C.J., 2003. Basalt weathering laws and the impact of basalt weathering on the global carbon cycle. Chemical Geology 202 (2003) 208– 215.

Hédl R. , Petřík P., Boublík, K. 2011: Long-term patterns in soil acidification due to pollution in forests of the Eastern Sudetes Mountains, Environmental Pollution, Volume 159, Issue 10, Pages 2586-2593

DVWK 1987: (=DVWK –Merkblätter für die Wasserwirtschaft 212/1988, Blume H. P., Müller W., Borchert H., Fleige H., Horn R. und H. Wolkewitz: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil 1: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwemetalle zu immobilisieren.

EC - European Commission (2006b). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the soil protection of soil and amending Directive 2004/35/EC. COM (2006) 232 S.

Englisch M., Weiss P., Hacker R. & Mutsch F. 2001: Bodeninformation und das Kyoto-Protokoll: Der Waldboden als Kohlenstoffsенke – Hypothesen und Möglichkeiten der konkreten Messung. Mitt. DBG, Heft 96/II, 493-494.

European Commission (2006a). Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions: Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. COM (2006)231.

Knoll et al. (2010): Pilotprojekt Bodenbewertung Oberösterreich, Amt der OÖ LReg., 83 S.

Knoll et al. (2011): Bodenschutz bei Planungsvorhaben im Land Salzburg, Mitt. ÖBG (78), 51-88.

Kölling C.: 2010: Klimawandel – eine Herausforderung für Forstwirtschaft und Forstwissenschaft. AFZ - Der Wald. 13. 14-17 S.

Kopittke G.R., Tietema, A. Verstraten J.M. 2012: Soil acidification occurs under ambient conditions but is retarded by repeated drought: Results of a field-scale climate manipulation experiment, Science of The Total Environment, Volume 439, 15-23.

LABO (2006): Endbericht zum Orientierungsrahmen zur zusammenfassenden Bewertung von Bodenfunktionen. LABO-Projekt 3.05.

Landeshauptstadt München (Hrsg.) (2006): Bodenbewertung in der räumlichen Planung. Ein Beitrag zur nachhaltigen Raumentwicklung. Ergebnisse des EU-Interreg IIIB Alpenraum Projekts TUSEC-IP. 47 Seiten, München.

Landeshauptstadt Stuttgart (Hrsg.) (2012): Böden in der Stadt. URBAN SMS – Bodenmanagement für eine nachhaltige Stadtentwicklung. 28 Seiten, Stuttgart.

MFU (= MINISTERIUM FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg.) (1995): Bewertung der Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. – Luft – Boden – Abfall, Heft 31, 57 S., Stuttgart.

Reinds, G. J.; Posch, M; Leemans, Rik 2009: Modelling recovery from soil acidification in European forests under climate change, science of the total environment, Volume: 407(21) p.5663-5673.

## Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

### Abbildungen

Abbildung B-1: Bewertungsschema Mikrobielle Biomasse und Artengruppen Bodenfauna ..	13
Abbildung B-2: Bewertungsschema zu den Standortgruppen und Standortstypen für die Bodenteilfunktion Standortpotential für natürliche Pflanzengesellschaften .....	15
Abbildung B-3: Schema zur Ableitung der Bodenteilfunktion Abflussregulierung .....	18
Abb. B- 4: Eingangsdaten zur Bewertung der Böden als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium nach Ministerium für Umwelt Baden Württemberg (1995).....	19
Abbildung B-5: Ergebnisse der Metaanalyse Bodenerhebungen .....	26
Abbildung B-6: Zusammenhang zwischen dem Faktor Q10 und der Inkubationstemperatur (Hamdi et al. 2013 mod., Kirschbaum 2006, mod.).....	29
Abbildung B-7: Metaanalyse für den Zusammenhang zwischen Temperaturzunahme und Stickstoffmineralisierung.....	30
Abbildung B-8: Zusammenhang zwischen Humusgehalt und Rohdichte aus unterschiedlicher Datengrundlage (Labordatenbank BAW-IKT, Zusammenfassung unterschiedlicher Literaturquellen, Wu 2003a, Keller 2010) .....	39
Abbildung B-9: Ergebnis der Metadatenanalyse bezüglich des Zusammenhanges von Lagerungsdichte und Corg aus unterschiedlichen Literaturquellen (Kleinbuchstaben stehen für unterschiedliche Modelle in der verwendeten Literatur).....	39

### Tabellen

Tabelle B-1: Bewertungsschema zum Gehalt mikrobieller Biomasse .....	14
Tabelle B-2: Zuordnungsschema Gehalt an mikrobieller Biomasse zu Funktionserfüllungsgrade.....	14
Tabelle B-3: Zuordnung von Böden zu Standortgruppen bzw. Standorttypen sowie Bewertung des Standortpotenzials, Zuordnung der Funktionserfüllungsgrade, Sonderstandorte .....	15
Tabelle B-4: Zuordnung von Böden zu Standortgruppen bzw. Standorttypen sowie Bewertung des Standortpotenzials, Zuordnung der Funktionserfüllungsgrade, Klimaxstandorte .....	16
Tabelle B-5: Zuordnung von Böden zu Funktionserfüllungsgraden, Produktionsfunktion.....	17
Tabelle B-6: Zuordnung von Böden mittels kf-Wert-Bereichen und Klassen des Wasserspeichervermögens (WSV) zu Funktionserfüllungsgraden, Bodenteilfunktion Abflussregulierung.....	18
Tabelle B-7: Einordnungsschema und Klassenwerte für die Filter- und Pufferkapazität bei Schadstoffeinträgen (Funktionserfüllungsgrad 5= sehr hohe, 4 = hohe, 3= mittlere, 2=geringe, 1=sehr geringe Filter- und Pufferkapazität; es gilt Werte > 5=5, Werte < 1 =1) .....	19
Tabelle B- 8:Suchbegriffe für die Pufferfunktion von Schadstoffen in Ackerböden .....	22
Tabelle B-9: Prozentuelle Veränderung des Bodenkohlenstoffvorrates in Ackerland- und Nicht-Ackerland-Ökosystemen als Reaktion auf Stickstoffgaben (Lu et al. 2010, mod.)	32

Tabelle B-10: Gewichtete Absolutwerte der response ratio auf Stickstoffgaben über unterschiedliche Nutzungsarten; alle Ökosysteme, temperierte Ökosysteme .....	33
Tabelle B-11: Mittlere pH-Werte von Langzeituntersuchungen zu Studienbeginn und Studienende, Anzahl der Untersuchungsflächen, Statistische Signifikanz der pH-Wert-Differenzen.....	37
Tabelle B-12: Bewertungsmethoden für die Bodenteilfunktion Abflussregulierung – aus Bodenfunktionsbewertung: Methodische Umsetzung der ÖNORM L 107 .....	37
Tabelle B-13: Einstufung des Humusgehaltes (organische Substanz) von Böden nach Bodenkundlicher Kartieranleitung der AG Boden (2005).....	40
Tabelle B-14: Einstufung der Lagerungsdichte von Mineralböden nach Bodenkundlicher Kartieranleitung der AG Boden (2005).....	40
Tabelle B-15: Humusgehalt, Corg, und daraus berechnete Lagerungsdichten für Auswahl an unterschiedlichen Literaturquellen .....	40
Tabelle B-16: Beispiel für die Bewertung des Funktionserfüllungsgrades nach ÖNORM L1076, anhand des 50 Quantil des Kohlenstoffanteiles im Mühlviertel und eine mögliche Veränderung des Kohlenstoffanteiles um $\pm 10$ .....	42



## Anhang

### Literatur zu den Metaanalysen

#### Kohlenstoff

Aguilera E., Lassaletta L., Gattinger A., Gimeno B. 2013: Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 168, 15 March 2013, P. 25-36

Angers, D.A., Eriksen-Hamel, N.S., 2008. Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: a meta-analysis. Soil Sci. Soc. Am. J. 72, 1370–1374.

Blanco-Canqui, H., and Lal, R. (2004). Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. CRC Crit. Rev. Plant Sci. 23, 481–504.

Conkling B.L., Coeli M., Hoover, William D., Smith, Craig J., Palmer, Using forest health monitoring data to integrate above and below ground carbon information, Environmental Pollution, Volume 116, Supplement 1, March 2002, Pages S221-S232..

Czimczik, C. I., and Trumbore, S. E. (2007). Short-term controls on the age of microbial carbon sources in boreal forest soils. J. Geophys. Res. Biogeosci 112, G03001.

Dawson, J. J. C., and Smith, P. (2007). Carbon losses from soil and its consequences for land management. Sci. Total Environ. doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.03.023EC

Freeman, C., Fenner, N., Ostle, N. J., Kang, H., Dowrick, D. J., Reynolds, B., Lock, M. A., Sleep, D., Hughes, S., and Hudson, J. (2004a). Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. Nature 430, 195–198

Hoogmoed M., Cunningham S.C., Thomson J.R., Baker P.J., Beringer J., Cavagnaro T.R. 2012: Does afforestation of pastures increase sequestration of soil carbon in Mediterranean climates? Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 159, 15, P. 176-183

Kirschbaum, M. U. F. (2006). The temperature dependence of organic-matter decomposition—still a topic of debate. Soil. Biol. Biochem. 38, 2510–2518

Rey, A., and Jarvis, P. (2006). Modelling the effect of temperature on carbon mineralization rates across a network of European forest sites (FORCAST). Global Change Biol. 12, 1894–1908.

Smith J., Halvorson J. J., Harvey Bolton Jr. 2002: Soil properties and microbial activity across a 500 m elevation gradient in a semi-arid environment, Soil Biology and Biochemistry, Volume 34, Issue 11, 1749-1757.

Smith, P.; Chapman, S. J.; Scott, W. A.; et al. 2007 Climate change cannot be entirely responsible for soil carbon loss observed in England and Wales, 1978-2003 GLOBAL CHANGE BIOLOGY, Vol.: 13:12. P.: 2605 - 2609

Smith, Pete; Fang, Changming; Dawson, Julian J. C.; et al. 2008: Impact of global warming on soil organic carbon. Advances in Agronomy, Volume: 97, Pages: 1-43

Stockmann, U; Adams, M A.; Crawford, J W.; et al.:2013 The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon.: AGRICULTURE ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT Vol 164, p 80-99.

#### Bodenerhebungen

Bellamy, P. H., Loveland, P. J., Bradley, R. I., Lark, R. M., and Kirk, G. J. D. (2005). Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. Nature 437, 245–248.

Dersch, G., & Boehm, K. (1997). Beiträge des Bodenschutzes zum Schutz der Atmosphäre und des Weltklimas. In "Bodenschutz in Österreich" (W. E. H. Blum, E. Klaghofer, A. Löchl, & P. Ruckebauer, Eds.), pp. 411–432. Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Vienna

FBVA (Hrsg.) 1992: Österreichischen Waldboden-Zustandinventur. Ergebnisse Band I+II Mitt. FBVA 168/I+II, Wien 247 S.

Hangxin Cheng, Rongjie Bai, Kuo Li, Chuandong Zhao, Shumai Sun, Min Li, Study of loss or gain of soil organic carbon in Da'an region, Jilin Province in China, *Journal of Geochemical Exploration*, Volume 112, January 2012, Pages 272-275.

Heidmann, T., Christensen, B. T., and Olesen, S. E. (2002). Changes in soil C and N content in different cropping systems and soil types. In "Greenhouse Gas Inventories for Agriculture in the Nordic Countries" (S. O. Petersen and J. E. Olesen, Eds.), Report 81, pp. 77–86. Ministry of Food, Agriculture and Fisheries, Danish Institute of Agricultural Sciences, Foulum, Denmark.

Kirkby, K. J., Smart, S. M., Black, H. I. J., Bunce, R. G. H., Corney, P. M., Smithers, R. J. (2005). 'Long term ecological change in British woodland (1971–2001).' *English Nature Research Report 653*. English Nature, London, UK.

Liao, Q. L., Zhang, X. H., Li, Z. P., Pan, G. X., Smith, P., and Wu, X.M. (2008). Increases in cropland soil organic carbon stocks over the last two decades in China's Jiangsu Province. *Global Change Biol.*

McGovern S.T., Evans C.D., Dennis P., Walmsley C.A., Turner A., McDonald M.A. 2013: Resilience of upland soils to long term environmental changes, *Geoderma*, Volumes 197–198, Pages 36-42.

Melillo, J. M., Steudler, P. A., Aber, J. D., Newkirk, K., Lux, H., Bowles, F. P., Catricala, C., Magill, A., Ahrens, T., and Morrisseau, S. (2002). Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *Science* 298, 2173–2176.

Mutsch F., Leitgeb E., Hacker R., Amann Ch., 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 BFW-Berichte, Wien, (145 I&II): 322 S.

Reijneveld A., J. van Wensem, O. Oenema, Soil organic carbon contents of agricultural land in the Netherlands between 1984 and 2004, *Geoderma*, Volume 152, Issues 3–4, 15 September 2009, Pages 231-238.

Sleutel, S., De Neve, S., and Hofman, G. (2003). Estimates of carbon stock changes in Belgian cropland. *Soil Use Manage.* 19, 166–171.

Xueqi Xia, Zhongfang Yang, Yan Liao, Yujun Cui, Yansheng Li, Temporal variation of soil carbon stock and its controlling factors over the last two decades on the southern Song-nen Plain, Heilongjiang Province, *Geoscience Frontiers*, Volume 1, Issue 1, Pages 125-132.

## **Erwärmungsexperimente**

Alward RD, Detling JK, Milchunas DG (1999) Grassland vegetation changes and global nocturnal warming. *Science* 283:229–231

Batjes N.H. 1996: Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47, p. 151–163

Beier C., Emmett E.A., Peñuelas J., Schmidt I. K., Tietema A., Estiarte M., Gundersen P., Llorens L., Riis-Nielsen T., Sowerby A., Gorissen A. (2008): Carbon and nitrogen cycles in European ecosystems respond differently to global warming. *Science of the total Environment* 407 (2008) 692-697

Bridgham SD, Pastor J, Updegraff K, Malterer TJ, Johnson K, Harth C, Chen J (1999) Ecosystem control over temperature and energy flux in northern peatlands. *Ecol Appl* 9:1345–1358

Burke IC, Laurenroth WK (1993) What do LTER results mean? Extrapolating from site to region and decade to century. *Ecol Model* 67:19–35

Grime JP, Brown VK, Thompson K, Masters GJ, Hillier SH, Clarke IP, Askew AP, Corker D, Kielty JP (2000) The response of two contrasting limestone grasslands to simulated climate change. *Science* 289:762–765

Harte J, Torn M, Chang F, Feifarek B, Kinzig A, Shaw MR, ShenK (1995) Global warming and soil microclimate: results from a meadow warming experiment. *Ecol Appl* 5:132–150

Hartley IP, Heinemeyer A, Ineson P (2007) Effects of three years of soil warming and shading on the rate of soil respiration: substrate availability and not thermal acclimation mediates

He N., Chen Q., Han Xi., Yu G., Li L., 2012: Warming and increased precipitation individually influence soil carbon sequestration of Inner Mongolian grasslands, China, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 158, Pages 184-191.

Lu. X, Cheng, G. 2009: Climate change effects on soil carbon dynamics and greenhouse gas emissions in *Abies fabri* forest of subalpine, southwest China, *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 41, Issue 5, Pages 1015-1021.

McHale PJ, Mitchell MJ, Bowles FP (1998) Soil warming in a northern hardwood forest: trace gas fluxes and leaf litter decomposition. *Can J For Res* 28:1365–1372

Norby RJ, Edwards NT, Riggs JS, Abner CH, Wullschlegel SD, Gunderson CA (1997) Temperature-controlled open-top chambers for global change research. *Global Change Biol* 3:259–267

observed response. *Global Change Biology*, 13, 1761–1770. Peterjohn WT, Melillo JM, Bowles ST (1993) Soil warming and trace gas fluxes: experimental design and preliminary flux results. *Oecologia* 93:18–24

Peterjohn WT, Melillo JM, Steudler PA, Newkirk KM, Bowles ST, Aber JD (1994) Responses of trace gas fluxes and N availability to experimentally elevated soil temperatures. *Ecol Appl* 4:617–625

Poll, Ch., Marhana S., Backa F., Niklaus P. A., Kandeler E. 2013: Field-scale manipulation of soil temperature and precipitation change soil CO<sub>2</sub> flux in a temperate agricultural ecosystem *Agriculture, Ecosystems and Environment* 165 (2013) 88– 97

Rustad L. E., J.L. Campbell, G.M. Marion, R.J. Norby, M.J. Mitchell, A.E. Hartley, J.H.C. Cornelissen, J. Gurevitch: A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming *Oecologia* (2001) 126:543–562

Rustad LE, Fernandez IJ (1998a) Experimental soil warming effects on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> flux from a low elevation spruce fir forest soil in Maine, USA. *Global Change Biol* 4:597–607

Sala O, Golluscio R, Laurenroth W, Soriano A (1989) Resource partitioning between shrubs and grasses in the Patagonian steppe. *Oecologia* 81:501–505

Schindlbacher A., Rodler A., Kuffner M., Kitzler B., Sessitsch A., Zechmeister-Boltenstern S., 2011: Experimental warming effects on the microbial community of a temperate mountain forest soil, *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 43, Issue 7, Pages 1417-1425.

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* (2009) 15, 901–913.

Tingey DT, McVeety BD, Waschmann R, Johnson MG, Phillips DL, Rygielwicz PT, Olszyk DM (1996) A versatile sun-lit controlled-environment facility for studying plant and soil processes. *J Environ Qual* 25:615–625

### **Inkubationsexperimente**

Hamdi S., Moyano F., Sall S., Bernoux M., Chevallier T. 2013: Synthesis analysis of the temperature sensitivity of soil respiration from laboratory studies in relation to incubation methods and soil conditions, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol 58, Pages 115-126.

Andrews, J.A., Matamala, R., Westover, K.M., Schlesinger, W.H., 2000. Temperature effects on the diversity of soil heterotrophs and the δ<sup>13</sup>C of soil-respired CO<sub>2</sub>. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 699-706.

Arevalo, C.B.M., Chang, S.X., Bhatti, J.S., Sidders, D., 2012. Mineralization potential and temperature sensitivity of soil organic carbon under different land uses in the Parkland Region of Alberta, Canada. *Soil Science Society of America Journal* 76, 241.

Bekku, Y.S., Nakatsubo, T., Kume, A., Adachi, M., Koizumi, H., 2003. Effect of warming on the temperature dependence of soil respiration rate in arctic, temperate and tropical soils. *Applied Soil Ecology* 22, 205-210.

Bradford, M.A., 2008. Thermal adaptation of soil microbial respiration to elevated temperature. *Ecology Letters* 11, 1316-1327.

Bradford, M.A., Watts, B.W., Davies, C.A., 2010. Thermal adaptation of heterotrophic soil respiration in laboratory microcosms. *Global Change Biology* 16, 1576-1588.

- Chapman, S.J., Thurlow, M., 1998. Peat respiration at low temperatures. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1013-1021.
- Chen, X., Tang, J., Jiang, L., Li, B., Chen, J., Fang, C., 2010. Evaluating the impacts of incubation procedures on estimated Q<sub>10</sub> values of soil respiration. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 2282-2288.
- Conant, R.T., Drijber, R.A., Haddix, M.L., Parton, W.J., Paul, E.A., Plante, A.F., Six, J., Steinweg, J.M., 2008a. Sensitivity of organic matter decomposition to warming varies with its quality. *Global Change Biology* 14, 868-877.
- Conant, R.T., Steinweg, J.M., Haddix, M.L., Paul, E.A., Plante, A.F., Six, J., 2008b. Experimental warming shows that decomposition temperature sensitivity increases with soil organic matter recalcitrance. *Ecology* 89, 2384-2391.
- Conen, F., Leifeld, J., Seth, B., Alewell, C., 2006. Warming mineralises young and old soil carbon equally. *Biogeosciences* 3, 515-519.
- Conen, F., Karhu, K., Leifeld, J., Seth, B., Vanhala, P., Liski, J., Alewell, C., 2008. Temperature sensitivity of young and old soil carbon in same soil, slight differences in C-13 natural abundance method, inconsistent results. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 2703-2705.
- Cross, A., Grace, J., 2010. The effect of warming on the CO<sub>2</sub> emissions of fresh and old organic soil from under a Sitka spruce plantation. *Geoderma* 157, 126-132.
- Curiel Yuste, J., Baldocchi, D.D., Gershenson, A., Goldstein, A., Misson, L., Wong, S., 2007. Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. *Global Change Biology* 13, 2018-2035.
- Dalias, P., Anderson, J.M., Bottner, P., Coûteaux, M.M., 2001b. Temperature responses of carbon mineralization in conifer forest soils from different regional climates incubated under standard laboratory conditions. *Global Change Biology* 7, 181-192.
- Elberling, B., Brandt, K.K., 2003. Uncoupling of microbial CO<sub>2</sub> production and release in frozen soil and its implications for field studies of arctic C cycling. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 263-272
- Fang, C., Moncrieff, J.B., 2001. The dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux on temperature. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 155-165.
- Fang, C., Smith, P., Moncrieff, J.B., Smith, J.U., 2005. Similar response of labile and resistant soil organic matter pools to changes in temperature. *Nature* 433, 57-59.
- Fierer, N., Allen, A.S., Schimel, J.P., Holden, P.A., 2003. Controls on microbial CO<sub>2</sub> production: a comparison of surface and subsurface soil horizons. *Global Change Biology* 9, 1322-1332.
- Fierer, N., Colman, B.P., Schimel, J.P., Jackson, R.B., 2006. Predicting the temperature dependence of microbial respiration in soil: a continental-scale analysis. *Global Biogeochemical Cycles* 20.
- Fissore, C., Giardina, C.P., Swanston, C.W., King, G.M., Kolka, R.K., 2009. Variable temperature sensitivity of soil organic carbon in North American forests. *Global Change Biology* 15, 2295-2310.
- Gershenson, A., Bader, N.E., Cheng, W., 2009. Effects of substrate availability on the temperature sensitivity of soil organic matter decomposition. *Global Change Biology* 15, 176-183.
- Gillabel, J., Cebrian-Lopez, B., Six, J., Merckx, R., 2010. Experimental evidence for the attenuating effect of SOM protection on temperature sensitivity of SOM decomposition. *Global Change Biology* 16.
- Grisi, B., Grace, C., Brookes, P.C., Benedetti, A., Dell'abate, M.T., 1998. Temperature effects on organic matter and microbial biomass dynamics in temperate and tropical soils. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1309-1315.
- Haddix, M.L., Plante, A.F., Conant, R.T., Six, J., Steinweg, J.M., Magrini-Bair, K., Drijber, R.A., Morris, S.J., Paul, E.A., 2011. The role of soil characteristics on temperature sensitivity of soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 75, 56.
- Hamdi, S., Chevallier, T., Ben Aïssa, N., Ben Hammouda, M., Gallali, T., Chotte, J.-L., Bernoux, M., 2011. Short-term temperature dependence of heterotrophic soil respiration after one-month of pre-incubation at different temperatures. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1752-1758.
- Hartley, I.P., Ineson, P., 2008. Substrate quality and the temperature sensitivity of soil organic matter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 1567-1574.

- Huntjens, J.L.M., Oosterveld-van Vliet, W.M., Sayed, S.K.Y., 1981. The decomposition of organic compounds in soil. *Plant and Soil* 61, 227-242
- Jenkins, M.E., Adams, M.A., 2011. Respiratory quotients and Q10 of soil respiration in sub-alpine Australia reflect influences of vegetation types. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1266-1274.
- Jonard, M., André, F., Jonard, F., Mouton, N., Procès, P., Ponette, Q., 2007. Soil carbon dioxide efflux in pure and mixed stands of oak and beech. *Annals of Forest Science* 64, 141-150.
- Kätterer, T., Reichstein, M., Andren, O., Lomander, A., 1998. Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biology and Fertility of Soils* 27, 258-262.
- Kirschbaum, M.U., 2006. The temperature dependence of organic-matter decomposition - still a topic of debate. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2510-2518.
- Koch, O., Tschirko, D., Kandeler, E., 2007. Temperature sensitivity of microbial respiration, nitrogen mineralization, and potential soil enzyme activities in organic alpine soils. *Global Biogeochemical Cycles* 21.
- Koepf, H., 1953. Die Temperatur/Zeit-Abhängigkeit der Bodenatmung. Experimentelle Untersuchung unter Verwendung des Ultrarotabsorptionsschreibers (URAS). *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde* 61, 29-48.
- Leifeld, J., Fuhrer, J., 2005. The temperature response of CO<sub>2</sub> production from bulk soils and soil fractions is related to soil organic matter quality. *Biogeochemistry* 75, 433-453.
- Liu, H.S., Li, L.H., Han, X.G., Huang, J.H., Sun, J.X., Wang, H.Y., 2006. Respiratory substrate availability plays a crucial role in the response of soil respiration to environmental factors. *Applied Soil Ecology* 32, 284-292.
- Niklinska, M., Maryanski, M., Laskowski, R., 1999. Effect of temperature on humus respiration rate and nitrogen mineralization: implications for global climate change. *Biogeochemistry* 44, 239-257.
- Phillips, R.L., Wick, A.F., Liebig, M.A., West, M.S., Daniels, W.L., 2012. Biogenic emissions of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O at multiple depths increase exponentially during a simulated soil thaw for a northern prairie Mollisol. *Soil Biology and Biochemistry* 45, 14-22
- Rasmussen, C., Southard, R.J., Horwath, W.R., 2006. Mineral control of organic carbon mineralization in a range of temperate conifer forest soils. *Global Change Biology* 12, 834-847.
- Reichstein, M., Subke, J.A., Angeli, A.C., Tenhunen, J.D., 2005. Does the temperature sensitivity of decomposition of soil organic matter depend upon water content, soil horizon, or incubation time? *Global Change Biology* 11, 1754-1767.
- Rey, A., Jarvis, P., 2006. Modelling the effect of temperature on carbon mineralization rates across a network of European forest sites (FORCAST). *Global Change Biology* 12, 1894-1908.
- Rey, A., Pegoraro, E., Jarvis, P.G., 2008. Carbon mineralization rates at different soil depths across a network of European forest sites (FORCAST). *European Journal of Soil Science* 59, 1049-1062.
- Vanhala, P., Karhu, K., Tuomi, M., Sonninen, E., Jungner, H., Fritze, H., Liski, J., 2007. Old soil carbon is more temperature sensitive than the young in an agricultural field. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 2967-2970.
- Winkler, J.P., Cherry, R.S., Schlesinger, W.H., 1996. The Q10 relationship of microbial respiration in a temperate forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 1067-1072.
- Zhang, X., Li, L., Pan, G., 2007. Topsoil organic carbon mineralization and CO<sub>2</sub> evolution of three paddy soils from South China and the temperature dependence. *Journal of Environmental Sciences* 19, 319-326.
- Zhu, B., Cheng, W., 2011. Constant and diurnally-varying temperature regimes lead to different temperature sensitivities of soil organic carbon decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 866-869.

## Modelle

- Burke, I. C., Kaye, J. P., Bird, S. P., Hall, S. A., McCulley, R. L., and Sommerville, G. L. (2003). Evaluating and testing models of terrestrial biogeochemistry: The role of temperature in controlling decomposition. In "Models in Ecosystem Science" (C. D. Canham, J. J. Cole, and W. K. Lauenroth, Eds.), pp. 225-253. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Smith, Pete; Fang, Changming; Dawson, Julian J. C.; et al. 2008: Impact of global warming on soil organic carbon. *Advances in Agronomy*, Volume: 97, Pages: 1-43

## **Stickstoff**

Bernal, S., Hedin, L.O., Likens, G.E., Gerber, S., Buso, D.C., 2012. Complex response of the forest nitrogen cycle to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109, 3406-3411.

Butler, S.M., Melillo, J.M., Johnson, J.E., Mohan, J., Steudler, P.A., Lux, H., Burrows, E., Smith, R.M., Vario, C.L., Scott, L., Hill, T.D., Aponte, N., Bowles, F., 2012. Soil warming alters nitrogen cycling in a New England forest: implications for ecosystem function and structure. *Oecologia* 168, 819-828.

Ciais P., Schelhaas M., Zachle L. et al. 2008: Carbon accumulation in European forests. *Nature Geoscience* 1, 425-429.

De Vries W., Solberg S., Dobbertin M. et al. 2009: The impact of Nitrogen deposition on Carbon sequestration by terrestrial ecosystems. *FEM* 238, 1814-1823

EPA, U.S., 2008. Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen and Sulfur Ecological Criteria. National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

Evans C.D., Caporn S., Caroll J. et al. 2006: Modelling nitrogen saturation and carbon accumulation in heathland soils under elevated nitrogen deposition. *EP* 154, 448-461.

IPCC 2007: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Cambridge University Press, Cambridge, UK/New York, NY, USA (2007)

Khan, S.A., Mulvaney, R.L., Ellsworth, T.R., Boast, C.W., 2007. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality* 36, 1821-1832.

Kuster, T.M., Schleppei, P., Hu, B., Schulin, R., Gunthardt-Goerg, M.S., 2013. Nitrogen dynamics in oak model ecosystems subjected to air warming and drought on two different soils. *Plant Biology* 15, 220-229.

Liu, T.L. Greaver L.L. 2009: A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: the CO<sub>2</sub> sink may be largely offset by stimulated N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emission *Ecology Letters*, 12, pp. 1103-1117

Lu M., Zhou X., Luo Y., Yang Y., Fang X., Chen J., Li B., 2010: Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: A meta-analysis, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol 140, Issues 1-2, Pages 234-244.

Magnani F., M. Mencuccini, M. Borghetti, P. Berbigier, F. Berninger, S. Delzon, A. Grelle, P. Hari, P.G. Jarvis, P. Kolari, A.S. Kowalski, H. Lankreijer, B.E. Law, A. Lindroth, D. Loustau, G. Manca, J.B. Moncrieff, M. Rayment, V. Tedeschi, R. Valentini, J. Grace 2007: The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests, *Nature*, 447, pp. 848-850

R. Hyvönen, T. Persson, S. Andersson, B. Olsson, G.I. Agren, S. Linder 2008: Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe *Biogeochemistry* 89, pp. 121-137

Rastetter E.B., G.R. Shaver 1992: A model of multiple-element limitation for acclimating vegetation, *Ecology*, 73, pp. 1157-117

Schimel D.S., J.I. House, K.A. Hibbard, P. Bousquet, P. Ciais, P. Peylin, B.H. Braswell, M.J. Apps, D. Baker, A. Bondeau, J. Canadell, G. Churkina, W. Cramer, A.S. Denning, C.B. Field, P. Friedlingstein, C. Goodale, M. Heimann, R.A. Houghton, J.M. Melillo, B. Moore, D. Murdiyarso, I. Noble, S.W. Pacala, I.C. Prentice, M.R. Raupach, P.J. Rayner, R.J. Scholes, W.L. Steffen, C. Wirth 2001: Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems, *Nature*, 414 pp. 169-172

Schinner, F., Sonnleitner, R., 1996. *Bodenökologie - Mikrobiologie und Bodenenzymatik*, Bd 1: Grundlagen, Klima, Vegetation und Bodentyp. Springer, Berlin.

Sutton, M.A., Simpson, D., Levy, P.E., Smith, R.I., Reis, S., Oijen, M.v. et al. (2008). Uncertainties in the relationship between atmospheric nitrogen deposition and forest carbon sequestration. *Glob. Chang. Biol.*, 7, 2057-2063

Szukics,U., Abell, G.C.J., Hodl,V., Mitter,B., Sessitsch,A., Hackl,E., Zechmeister-Boltenstern,S., 2010. Nitrifiers and denitrifiers respond rapidly to changed moisture and increasing temperature in a pristine forest soil. *Fems Microbiology Ecology* 72, 395-406.

Trumbore, S. (2006). Carbon respired by terrestrial ecosystems—recent progress and challenges. *Global Change Biol.* 12, 141–153.

Vanguelova E. I., S. Benham, R. Pitman, A.J. Moffat, M. Broadmeadow, T. Nisbet, D. Durrant, N. Barsoum, M. Wilkinson, F. Bochereau, T. Hutchings, S. Broadmeadow, P. Crow, P. Taylor, T. Durrant Houston 2010: Chemical fluxes in time through forest ecosystems in the UK – Soil response to pollution recovery. *Environmental Pollution Volume 158 (5)*, p. 1857–1869.

Verburg,P.S.J., Van Loon,W.K.P., Lukewille,A., 1999. The CLIMEX soil-heating experiment: soil response after 2 years of treatment. *Biology and Fertility of Soils* 28, 271-276.

Vitousek,P.M., Howarth,R.W., 1991. Nitrogen Limitation on Land and in the Sea How Can It Occur. *Biogeochemistry (Dordrecht)* 13, 87-116.

Yin,H.J., Chen,Z., Liu,Q., 2012. Effects of experimental warming on soil N transformations of two coniferous species, Eastern Tibetan Plateau, China. *Soil Biology & Biochemistry* 50, 77-84.

### **Metaanalyse Temperaturerhöhung - Stickstoffmineralisierung**

Dolaporn et al. 2013: Warming and drought reduce temperature sensitivity of nitrogen transformations. *Global Change Biology* 19: 662-676

Emmett, BA; Beier, C; Estiarte, M; et al. 2004: The response of soil processes to climate change: Results from manipulation studies of shrublands across an environmental gradient *Ecosystems*, Volume: 7 (6), p. 625-637.

Hagedorn F. et al. 2010: Short-term responses of ecosystem carbon fluxes to experimental soil warming at the Swiss alpine treeline. *Biogeochemistry* 97: 7-19

Hart,S.C., Perry,D.A., 1999. Transferring soils from high- to low-elevation forests increases nitrogen cycling rates: climate change implications. *Global Change Biology* 5, 23-32.

Niklinska, M; Maryanski, M; Laskowski, R. 1999: Effect of temperature on humus respiration rate and nitrogen mineralization: Implications for global climate change. *Biogeochemistry* 44 (3), 239-257

Rustad, L., A Campbell, J., A 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; Vol 126 (4)* p. 543-562

Yin,H.J., Chen,Z., Liu,Q., 2012. Effects of experimental warming on soil N transformations of two coniferous species, Eastern Tibetan Plateau, China. *Soil Biology & Biochemistry* 50, 77-84.

Van Meeteren et al 2007: Regulation of microbial carbon, nitrogen, and phosphorus transformations by temperature and moisture during decomposition of *Calluna vulgaris* litter. *Biology and Fertility of Soils* 44: 103-112

Zhou et al. 2011: Root standing crop and chemistry after six years of soil warming in a temperate forest. *Tree physiology* 31: 707-717

### **Meta Analyse Lu et al. 2010**

Aarnio T., Raty M. & Martikainen P.J. (2003) Long-term availability of nutrients in forest soil derived from fast- and slow-release fertilizers. *Plant and Soil*, 252, 227-239

Acosta-Martinez V., Reicher Z., Bischoff M. & Turco R.F. (1999) The role of tree leaf mulch and nitrogen fertilizer on turfgrass soil quality. *Biology and Fertility of Soils*, 29, 55-61

Adams A.B., Harrison R.B., Sletten R.S., Strahm B.D., Turnblom E.C. & Jensen C.M. (2005) Nitrogen-fertilization impacts on carbon sequestration and flux in managed coastal Douglas-fir stands of the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management*, 220, 313-325

Adeboye M.K.A., Iwuafor E.N.O. & Agbenin J.O. (2006) The effects of crop rotation and nitrogen fertilization on soil chemical and microbial properties in a Guinea savanna Alfisol of Nigeria. *Plant and Soil*, 281, 97-107

- Agbenin J.O. & Goladi J.T. (1997) Carbon, nitrogen and phosphorus dynamics under continuous cultivation as influenced by farmyard manure and inorganic fertilizers in the savanna of northern Nigeria. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 63, 17-24
- Ajwa H.A., Dell C.J. & Rice C.W. (1999) Changes in enzyme activities and microbial biomass of tall-grass prairie soil as related to burning and nitrogen fertilization. *Soil Biology & Biochemistry*, 31, 769-777
- Allmaras R.R., Linden D.R. & Clapp C.E. (2004) Corn-residue transformations into root and soil carbon as related to nitrogen, tillage, and stover management. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1366-1375
- Baer S.G. & Blair J.M. (2008) Grassland establishment under varying resource availability: A test of positive and negative feedback. *Ecology*, 89, 1859-1871
- Balik J., Cerny J., Tlustos P. & Zitkova M. (2003) Nitrogen balance and mineral nitrogen content in the soil in a long experiment with maize under different systems of N fertilization. *Plant Soil and Environment*, 49, 554-559
- Bechtold H.A. & Inouye R.S. (2007) Distribution of carbon and nitrogen in sagebrush steppe after six years of nitrogen addition and shrub removal. *Journal of Arid Environments*, 71, 122-132
- Biederbeck V.O., Campbell C.A., Ukrainetz H., Curtin D. & Bouman O.T. (1996) Soil microbial and biochemical properties after ten years of fertilization with urea and anhydrous ammonia. *Canadian Journal of Soil Science*, 76, 7-14
- Bradley K., Drijber R.A. & Knops J. (2006) Increased N availability in grassland soils modifies their microbial communities and decreases the abundance of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 1583-1595
- Brenner R., Boone R.D. & Ruess R.W. (2005) Nitrogen additions to pristine, high-latitude, forest ecosystems: consequences for soil nitrogen transformations and retention in mid and late succession. *Biogeochemistry*, 72, 257-282
- Cadavid L.F., El-Sharkawy M.A., Acosta A. & Sanchez T. (1998) Long-term effects of mulch, fertilization and tillage on cassava grown in sandy soils in northern Colombia. *Field Crops Research*, 57, 45-56
- Chen C.R., Xu Z.H. & Hughes J.M. (2002) Effects of nitrogen fertilization on soil nitrogen pools and microbial properties in a hoop pine (*Araucaria cunninghamii*) plantation in southeast Queensland, Australia. *Biology and Fertility of Soils*, 36, 276-283
- Choi W.J., Chang S.X., Allen H.L., Kelting D.L. & Ro H.M. (2005) Irrigation and fertilization effects on foliar and soil carbon and nitrogen isotope ratios in a loblolly pine stand. *Forest Ecology and Management*, 213, 90-101
- Clapp C.E., Allmaras R.R., Layese M.F., Linden D.R. & Dowdy R.H. (2000) Soil organic carbon and C-13 abundance as related to tillage, crop residue, and nitrogen fertilization under continuous corn management in Minnesota. *Soil & Tillage Research*, 55, 127-142
- Corre M.D., Beese F.O. & Brumme R. (2003) Soil nitrogen cycle in high nitrogen deposition forest: Changes under nitrogen saturation and liming. *Ecological Applications*, 13, 287-298
- Demoling F., Nilsson L.O. & Baath E. (2008) Bacterial and fungal response to nitrogen fertilization in three coniferous forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 370-379
- Deng S.P. & Tabatabai M.A. (2000) Effect of cropping systems on nitrogen mineralization in soils. *Biology and Fertility of Soils*, 31, 211-218
- Dick R.P. & Christ R.A. (1995) Effects of long-term residue management and nitrogen fertilization on availability and profile distribution of nitrogen. *Soil Science*, 159, 402-408
- Diekow J., Mielniczuk J., Knicker H., Bayer C., Dick D.P. & Kogel-Knabner I. (2005) Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil & Tillage Research*, 81, 87-95
- Dijkstra F.A., Hobbie S.E., Reich P.B. & Knops J.M.H. (2005) Divergent effects of elevated CO<sub>2</sub>, N fertilization, and plant diversity on soil C and N dynamics in a grassland field experiment. *Plant and Soil*, 272, 41-52



- Ding W.X., Cai Z.C. & Tsuruta H. (2004) Cultivation, nitrogen fertilization, and set-aside effects on methane uptake in a drained marsh soil in Northeast China. *Global Change Biology*, 10, 1801-1809
- Dodor D.E. & Tabatabai M.A. (2002) Effects of cropping systems and microbial biomass on arylamidase activity in soils. *Biology and Fertility of Soils*, 35, 253-261
- Elharris M.K., Cochran V.L., Elliott L.F. & Bezdicek D.F. (1983) Effect of Tillage, Cropping, and Fertilizer Management on Soil Nitrogen Mineralization Potential. *Soil Science Society of America Journal*, 47, 1157-1161
- Erickson H., Keller M. & Davidson E.A. (2001) Nitrogen oxide fluxes and nitrogen cycling during postagricultural succession and forest fertilization in the humid tropics. *Ecosystems*, 4, 67-84
- Fan T.L., Stewart B.A., Yong W., Luo J.J. & Zhou G.Y. (2005) Long-term fertilization effects on grain yield, water-use efficiency and soil fertility in the dryland of Loess Plateau in China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 106, 313-329
- Fisk M.C. & Schmidt S.K. (1996) Microbial responses to nitrogen additions in alpine tundra soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 28, 751-755
- Fließbach A., Oberholzer H.R., Gunst L. & Mader P. (2007) Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118, 273-284
- Foereid B., Barthram G.T. & Marriott C.A. (2007) The CENTURY model failed to simulate soil organic matter development in an acidic grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78, 143-153
- Follett R.F., Castellanos J.Z. & Buenger E.D. (2005) Carbon dynamics and sequestration in an irrigated Vertisol in Central Mexico. *Soil & Tillage Research*, 83, 148-158
- Fox T.R. (2004) Nitrogen mineralization following fertilization of Douglas-fir forests with urea in western Washington. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1720-1728
- Gallo M.E., Lauber C.L., Cabaniss S.E., Waldrop M.P., Sinsabaugh R.L. & Zak D.R. (2005) Soil organic matter and litter chemistry response to experimental N deposition in northern temperate deciduous forest ecosystems. *Global Change Biology*, 11, 1514-1521
- Gnankambary Z., Stedt U., Nyberg G., Hien V. & Malmer A. (2008) Nitrogen and phosphorus limitation of soil microbial respiration in two tropical agroforestry parklands in the south-Sudanese zone of Burkina Faso: The effects of tree canopy and fertilization. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 350-359
- Gollany H.T., Allmaras R.R., Copeland S.M., Albrecht S.L. & Douglas C.L. (2006) Incorporated source carbon and nitrogen fertilization effects on carbon storage and soluble silica in a haploxeroll. *Soil Science*, 171, 585-597
- Grulke N.E., Dobrowolski W., Mingus P. & Fenn M.E. (2005) California black oak response to nitrogen amendment at a high O-3, nitrogen-saturated site. *Environmental Pollution*, 137, 536-545
- Gulledge J., Hrywna Y., Cavanaugh C. & Steudler P.A. (2004) Effects of long-term nitrogen fertilization on the uptake kinetics of atmospheric methane in temperate forest soils. *Fems Microbiology Ecology*, 49, 389-400
- Gurlevik N., Kelting D.L. & Allen H.L. (2004) Nitrogen mineralization following vegetation control and fertilization in a 14-year-old loblolly pine plantation. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 272-281
- Gusewell S., Koerselman W. & Verhoeven J.T.A. (2002) Time-dependent effects of fertilization on plant biomass in floating fens. *Journal of Vegetation Science*, 13, 705-718
- Haile-Mariam S., Cheng W., Johnson D.W., Ball J.T. & Paul E.A. (2000) Use of carbon-13 and carbon-14 to measure the effects of carbon dioxide and nitrogen fertilization on carbon dynamics in ponderosa pine. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1984-1993
- Halvorson A.D., Reule C.A. & Follett R.F. (1999) Nitrogen fertilization effects on soil carbon and nitrogen in a dryland cropping system. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 912-917
- Harapiak J.T., Malhi S.S., Nyborg M. & Flore N.A. (1992) Soil chemical properties after long-term nitrogen fertilization of bromegrass: Source and time of nitrogen application. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 23, 85-100

- Hati K.A., Swarup A., Dwivedi A.K., Misra A.K. & Bandyopadhyay K.K. (2007) Changes in soil physical properties and organic carbon status at the topsoil horizon of a vertisol of central India after 28 years of continuous cropping, fertilization and manuring. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 119, 127-134
- He X., Izaurre R.C., Vanotti M.B., Williams J.R. & Thomson A.M. (2006) Simulating long-term and residual effects of nitrogen fertilization on corn yields, soil carbon sequestration, and soil nitrogen dynamics. *Journal of Environmental Quality*, 35, 1608-1619
- Homann P.S., Caldwell B.A., Chappell H.N., Sollins P. & Swanston C.W. (2001) Douglas-fir soil C and N properties a decade after termination of urea fertilization. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 31, 2225-2236
- Hungate B.A., Hart S.C., Selman P.C., Boyle S.I. & Gehring C.A. (2007) Soil responses to management, increased precipitation, and added nitrogen in ponderosa pine forests. *Ecological Applications*, 17, 1352-1365
- Iyyemperumal K. & Shi W. (2007) Soil microbial community composition and structure: residual effects of contrasting N fertilization of swine lagoon effluent versus ammonium nitrate. *Plant and Soil*, 292, 233-242
- Jagadamma S., Lal R., Hoefl R.G., Nafziger E.D. & Adee E.A. (2007) Nitrogen fertilization and cropping systems effects on soil organic carbon and total nitrogen pools under chisel-plow tillage in Illinois. *Soil & Tillage Research*, 95, 348-356
- Jandl R., Kopeszki H., Bruckner A. & Hager H. (2003) Forest soil chemistry and mesofauna 20 years after an amelioration fertilization. *Restoration Ecology*, 11, 239-246
- Jia G.M., Cao J. & Wang G. (2005) Influence of land management on soil nutrients and microbial biomass in the central Loess Plateau, northwest China. *Land Degradation & Development*, 16, 455-462
- Joergensen R.G. & Scheu S. (1999) Response of soil microorganisms to the addition of carbon, nitrogen and phosphorus in a forest Rendzina. *Soil Biology & Biochemistry*, 31, 859-866
- Johnson D.W., Hoylman A.M., Ball J.T. & Walker R.F. (2006) Ponderosa pine responses to elevated CO<sub>2</sub> and nitrogen fertilization. *Biogeochemistry*, 77, 157-175
- Jones S.K., Rees R.M., Kosmas D., Ball B.C. & Skiba U.M. (2006) Carbon sequestration in a temperate grassland; management and climatic controls. *Soil Use and Management*, 22, 132-142
- Kanchikerimath M. & Singh D. (2001) Soil organic matter and biological properties after 26 years of maize-wheat-cowpea cropping as affected by manure and fertilization in a Cambisol in semiarid region of India. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 86, 155-162
- Kapkiyai J.J., Karanja N.K., Qureshi J.N., Smithson P.C. & Woome P.L. (1999) Soil organic matter and nutrient dynamics in a Kenyan nitisol under long-term fertilizer and organic input management. *Soil Biology & Biochemistry*, 31, 1773-1782
- Kowaljow E. & Mazzarino M.J. (2007) Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 1580-1588
- Kristensen H.L. & McCarty G.W. (1999) Mineralization and immobilization of nitrogen in heath soil under intact Calluna, after heather beetle infestation and nitrogen fertilization. *Applied Soil Ecology*, 13, 187-198
- Kumar A. & Yadav D.S. (2001) Long-term effects of fertilizers on the soil fertility and productivity of a rice-wheat system. *Journal of Agronomy and Crop Science-Zeitschrift Fur Acker Und Pflanzenbau*, 186, 47-54
- Lee D.K., Owens V.N. & Doolittle J.J. (2007) Switchgrass and soil carbon sequestration response to ammonium nitrate, manure, and harvest frequency on conservation reserve program land. *Agronomy Journal*, 99, 462-468
- Lee K.H. & Jose S. (2003) Soil respiration, fine root production, and microbial biomass in cottonwood and loblolly pine plantations along a nitrogen fertilization gradient. *Forest Ecology and Management*, 185, 263-273
- Li Y.Q., Xu M. & Zou X.M. (2006) Effects of nutrient additions on ecosystem carbon cycle in a Puerto Rican tropical wet forest. *Global Change Biology*, 12, 284-293

- Liebig M.A., Varvel G.E., Doran J.W. & Wienhold B.J. (2002) Crop sequence and nitrogen fertilization effects on soil properties in the Western Corn Belt. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 596-601
- Loiseau P. & Soussana J.F. (1999) Elevated [CO<sub>2</sub>], temperature increase and N supply effects on the accumulation of below-ground carbon in a temperate grassland ecosystem. *Plant and Soil*, 212, 123-134
- Lugato E., Berti A. & Giardini L. (2006) Soil organic carbon (SOC) dynamics with and without residue incorporation in relation to different nitrogen fertilisation rates. *Geoderma*, 135, 315-321
- Lynch D.H., Voroney R.P. & Warman P.R. (2005) Soil physical properties and organic matter fractions under forages receiving composts, manure or fertilizer. *Compost Science & Utilization*, 13, 252-261
- Mack M.C., Schuur E.A.G., Bret-Harte M.S., Shaver G.R. & Chapin F.S. (2004) Ecosystem carbon storage in arctic tundra reduced by long-term nutrient fertilization. *Nature*, 431, 440-443
- Majumder B., Mandal B., Bandyopadhyay P.K. & Chaudhury J. (2007) Soil organic carbon pools and productivity relationships for a 34 year old rice-wheat-jute agroecosystem under different fertilizer treatments. *Plant and Soil*, 297, 53-67
- Makipaa R. (1995) Effect of nitrogen input on carbon accumulation of boreal forest soils and ground vegetation. *Forest Ecology and Management*, 79, 217-226
- Malhi S.S., Harapiak J.T., Nyborg M. & Flore N.A. (1991) Soil chemical properties after long-term N fertilization of bromegrass- nitrogen rate. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 22, 1447-1458
- Malhi S.S. & Lemke R. (2007) Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. *Soil & Tillage Research*, 96, 269-283
- Malkonen E. (1990) Estimation of nitrogen saturation on the basis of long-term fertilization experiments. *Plant and Soil*, 128, 75-82
- Mando A., Bonzi M., Wopereis M.C.S., Lompo F. & Stroosnijder L. (2005) Long-term effects of mineral and organic fertilization on soil organic matter fractions and sorghum yield under Sudano-Sahelian conditions. *Soil Use and Management*, 21, 396-401
- Manna M.C., Swarup A., Wanjari R.H., Mishra B. & Shahi D.K. (2007) Long-term fertilization, manure and liming effects on soil organic matter and crop yields. *Soil & Tillage Research*, 94, 397-409
- Masto R.E., Chhonkar P.K., Singh D. & Patra A.K. (2006) Changes in soil biological and biochemical characteristics in a long-term field trial on a sub-tropical inceptisol. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 1577-1582
- McVay K.A., Budde J.A., Fabrizzi K., Mikha M.M., Rice C.W., Schlegel A.J., Peterson D.E., Sweeney D.W. & Thompson C. (2006) Management effects on soil physical properties in long-term tillage studies in Kansas. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 434-438
- Miglierina A.M., Iglesias J.O., Landriscini M.R., Galantini J.A. & Rosell R.A. (2000) The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina. 1. Soil physical and chemical properties. *Soil & Tillage Research*, 53, 129-135
- Monaco S., Hatch D.J., Sacco D., Bertora C. & Grignani C. (2008) Changes in chemical and biochemical soil properties induced by 11-yr repeated additions of different organic materials in maize-based forage systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 608-615
- Moore J.M., Klose S. & Tabatabai M.A. (2000) Soil microbial biomass carbon and nitrogen as affected by cropping systems. *Biology and Fertility of Soils*, 31, 200-210
- Moscatelli M.C., Lagornarsino A., De Angelis P. & Grego S. (2008) Short- and medium-term contrasting effects of nitrogen fertilization on C and N cycling in a poplar plantation soil. *Forest Ecology and Management*, 255, 447-454
- Nadelhoffer K.J., Downs M.R. & Fry B. (1999) Sinks for N-15-enriched additions to an oak forest and a red pine plantation. *Ecological Applications*, 9, 72-86
- Neff J.C., Townsend A.R., Gleixner G., Lehman S.J., Turnbull J. & Bowman W.D. (2002) Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon. *Nature*, 419, 915-917

- Nziguheba G., Merckx R. & Palm C.A. (2005) Carbon and nitrogen dynamics in a phosphorus-deficient soil amended with organic residues and fertilizers in western Kenya. *Biology and Fertility of Soils*, 41, 240-248
- Parker J.L., Fernandez I.J., Rustad L.E. & Norton S.A. (2001) Effects of nitrogen enrichment, wildfire, and harvesting on forest-soil carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 1248-1255
- Paustian K., Andren O., Clarholm M., Hansson A.C., Johansson G., Lagerlof J., Lindberg T., Pettersson R. & Sohlenius B. (1990) Carbon and nitrogen budgets of four agro-ecosystems with annual and perennial crops, with and without N fertilization. *Journal of Applied Ecology*, 27, 60-84
- Potter K.N., Torbert H.A., Jones O.R., Matocha J.E., Morrison J.E. & Unger P.W. (1998) Distribution and amount of soil organic C in long-term management systems in Texas. *Soil & Tillage Research*, 47, 309-321
- Pregitzer K.S., Burton A.J., Zak D.R. & Talhelm A.F. (2008) Simulated chronic nitrogen deposition increases carbon storage in Northern Temperate forests. *Global Change Biology*, 14, 142-153
- Prietzl J., Rehfues K.E., Stetter U. & Pretzsch H. (2008) Changes of soil chemistry, stand nutrition, and stand growth at two Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sites in Central Europe during 40 years after fertilization, liming, and lupine introduction. *European Journal of Forest Research*, 127, 43-61
- Raun W.R., Johnson G.V., Phillips S.B. & Westerman R.L. (1998) Effect of long-term N fertilization on soil organic C and total N in continuous wheat under conventional tillage in Oklahoma. *Soil & Tillage Research*, 47, 323-330
- Richards J.E. & Webster C.P. (1999) Denitrification in the subsoil of the Broadbalk Continuous Wheat Experiment. *Soil Biology & Biochemistry*, 31, 747-755
- Ros M., Klammer S., Knapp B., Aichberger K. & Insam H. (2006) Long-term effects of compost amendment of soil on functional and structural diversity and microbial activity. *Soil Use and Management*, 22, 209-218
- Rudrappa L., Purakayastha T.J., Singh D. & Bhadraray S. (2006) Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools in a Typic Haplustept of semi-arid sub-tropical India. *Soil & Tillage Research*, 88, 180-192
- Russell A.E., Laird D.A. & Mallarino A.P. (2006) Nitrogen fertilization and cropping system impacts on soil quality in midwestern mollisols. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 249-255
- Ryan J., Masri S., Ibrikci H., Singh M., Pala M. & Harris H.C. (2008) Implications of cereal-based crop rotations, nitrogen fertilization, and stubble grazing on soil organic matter in a Mediterranean-type environment. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 32, 289-297
- Sager E.P.S. & Hutchinson T.C. (2005) The effects of UV-B, nitrogen fertilization, and springtime warming on sugar maple seedlings and the soil chemistry of two central Ontario forests. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 35, 2432-2446
- Sainju U.M., Singh B.P., Whitehead W.F. & Wang S. (2006) Carbon supply and storage in tilled and nontilled soils as influenced by cover crops and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality*, 35, 1507-1517
- Sainju U.M., Singh B.P. & Yaffa S. (2002) Soil organic matter and tomato yield following tillage, cover cropping, and nitrogen fertilization. *Agronomy Journal*, 94, 594-602
- Sainju U.M., Whitehead W.F. & Singh B.P. (2005) Carbon accumulation in cotton, sorghum, and underlying soil as influenced by tillage, cover crops, and nitrogen fertilization. *Plant and Soil*, 273, 219-234
- Salinas Garcia J.R., Hons F.M., Matocha J.E. & Zuberer D.A. (1997) Soil carbon and nitrogen dynamics as affected by long-term tillage and nitrogen fertilization. *Biology and Fertility of Soils*, 25, 182-188
- Shan J.P., Morris L.A. & Hendrick R.L. (2001) The effects of management on soil and plant carbon sequestration in slash pine plantations. *Journal of Applied Ecology*, 38, 932-941
- Shen J., Li R., Zhang F., Fan J., Tang C. & Rengel Z. (2004) Crop yields, soil fertility and phosphorus fractions in response to long-term fertilization under the rice monoculture system on a calcareous soil. *Field Crops Research*, 86, 225-238

- Shen M.X., Yang L.Z., Yao Y.M., Wu D.D., Wang J.G., Guo R.L. & Yin S.X. (2007) Long-term effects of fertilizer managements on crop yields and organic carbon storage of a typical rice-wheat agroecosystem of China. *Biology and Fertility of Soils*, 44, 187-200
- Silver W.L., Thompson A.W., Reich A., Ewel J.J. & Firestone M.K. (2005) Nitrogen cycling in tropical plantation forests: Potential controls on nitrogen retention. *Ecological Applications*, 15, 1604-1614
- Sirulnik A.G., Allen E.B., Meixner T., Fenn M.E. & Allen M.F. (2007) Changes in N cycling and microbial N with elevated N in exotic annual grasslands of southern California. *Applied Soil Ecology*, 36, 1-9
- Smolander A., Barnette L., Kitunen V. & Lumme I. (2005) N and C transformations in long-term N-fertilized forest soils in response to seasonal drought. *Applied Soil Ecology*, 29, 225-235
- Studdert G.A. & Echeverria H.E. (2000) Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1496-1503
- Su Y.Z., Wang F., Suo D.R., Zhang Z.H. & Du M.W. (2006) Long-term effect of fertilizer and manure application on soil-carbon sequestration and soil fertility under the wheat-wheat-maize cropping system in northwest China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 75, 285-295
- Swanston C., Homann P.S., Caldwell B.A., Myrold D.D., Ganio L. & Sollins P. (2004) Long-term effects of elevated nitrogen on forest soil organic matter stability. *Biogeochemistry*, 70, 227-250
- Thirukkumaran C.M. & Parkinson D. (2002) Microbial activity, nutrient dynamics and litter decomposition in a Canadian Rocky Mountain pine forest as affected by N and P fertilizers. *Forest Ecology and Management*, 159, 187-201
- Torn M.S., Vitousek P.M. & Trumbore S.E. (2005) The influence of nutrient availability on soil organic matter turnover estimated by incubations and radiocarbon modeling. *Ecosystems*, 8, 352-372
- Van Miegroet H. & Jandl R. (2007) Are nitrogen-fertilized forest soils sinks or sources of carbon? *Environmental Monitoring and Assessment*, 128, 121-131
- Varvel G.E. (2006) Soil organic carbon changes in diversified rotations of the western corn belt. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 426-433
- Vieira F.C.B., Bayer C., Zanatta J.A., Dieckow J., Mielniczuk J. & He Z.L. (2007) Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. *Soil & Tillage Research*, 96, 195-204
- Waldrop M.P., Zak D.R. & Sinsabaugh R.L. (2004) Microbial community response to nitrogen deposition in northern forest ecosystems. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, 1443-1451
- Wallenstein M.D., McNulty S., Fernandez I.J., Boggs J. & Schlesinger W.H. (2006) Nitrogen fertilization decreases forest soil fungal and bacterial biomass in three long-term experiments. *Forest Ecology and Management*, 222, 459-468
- Wang W.J. & Dalal R.C. (2006) Carbon inventory for a cereal cropping system under contrasting tillage, nitrogen fertilisation and stubble management practices. *Soil & Tillage Research*, 91, 68-74
- Westerman R.L., Boman R.K., Raun W.R. & Johnson G.V. (1994) Ammonium and Nitrate Nitrogen in Soil Profiles of Long-Term Winter Wheat Fertilization Experiments. *Agronomy Journal*, 86, 94-99
- Wilson H.M. & Al-Kaisi M.M. (2008) Crop rotation and nitrogen fertilization effect on Soil CO<sub>2</sub> emissions in central Iowa. *Applied Soil Ecology*, 39, 264-270
- Wu T.Y., Schoenau J.J., Li F.M., Qian P.Y., Malhi S.S. & Shi Y.C. (2005) Influence of fertilization and organic amendments on organic-carbon fractions in Heilu soil on the loess plateau of China. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 168, 100-107
- Wuest S.B., Caesar-TonThat T.C., Wright S.F. & Williams J.D. (2005) Organic matter addition, N, and residue burning effects on infiltration, biological, and physical properties of an intensively tilled silt-loam soil. *Soil & Tillage Research*, 84, 154-167
- Yan D.Z., Wang D.J. & Yang L.Z. (2007) Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on labile organic matter fractions in a paddy soil. *Biology and Fertility of Soils*, 44, 93-101
- Yang S.M., Malhi S.S., Li F.M., Suo D.R., Xu M.G., Wang P., Xiao G.J., Jia Y., Guo T.W. & Wang J.G. (2007) Long-term effects of manure and fertilization on soil organic matter and quality parameters of a calcareous soil in NW China. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 170, 234-243

Zanatta J.A., Bayer C., Dieckow J., Vieira F.C.B. & Mielniczuk J. (2007) Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. *Soil & Tillage Research*, 94, 510-519

Zeglin L.H., Stursova M., Sinsabaugh R.L. & Collins S.L. (2007) Microbial responses to nitrogen addition in three contrasting grassland ecosystems. *Oecologia*, 154, 349-359

Zhu P., Ren J., Wang L.C., Zhang X.P., Yang X.M. & MacTavish D. (2007) Long-term fertilization impacts on corn yields and soil organic matter on a clay-loam soil in Northeast China. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 170, 219-223

## Metaanalyse Liu & Greaver 2009

Adams A.B., Harrison R.B., Sletten R.S., Strahm B.D., Turnblom E.C. & Jensen C.M. (2005). Nitrogen-fertilization impacts on carbon sequestration and flux in managed coastal Douglas-fir stands of the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management*, 220, 313-325.

Brenner R., Boone R.D. & Ruess R.W. (2005). Nitrogen additions to pristine, high-latitude, forest ecosystems: consequences for soil nitrogen transformations and retention in mid and late succession. *Biogeochemistry*, 72, 257-282.

Canary J.D., Harrison R.B., Compton J.E. & Chappell H.N. (2000). Additional carbon sequestration following repeated urea fertilization of second-growth Douglas-fir stands in western Washington. *Forest Ecology and Management*, 138, 225-232.

Chen C.R., Xu Z.H. & Hughes J.M. (2002). Effects of nitrogen fertilization on soil nitrogen pools and microbial properties in a hoop pine (*Araucaria cunninghamii*) plantation in southeast Queensland, Australia. *Biology and Fertility of Soils*, 36, 276-283.

Deslippe J.R., Egger K.N. & Henry G.H.R. (2004). Impacts of warming and fertilization on nitrogen-fixing microbial communities in the Canadian High Arctic. In: *International Conference on Arctic Microbiology* Rovaniemi, FINLAND, pp. 41-50.

Dijkstra F.A., Hobbie S.E., Reich P.B. & Knops J.M.H. (2005). Divergent effects of elevated CO<sub>2</sub>, N fertilization, and plant diversity on soil C and N dynamics in a grassland field experiment. *Plant and Soil*, 272, 41-52.

Johnson D.W., Hoylman A.M., Ball J.T. & Walker R.F. (2006). Ponderosa pine responses to elevated CO<sub>2</sub> and nitrogen fertilization. *Biogeochemistry*, 77, 157-175.

Katterer T., Fabiao A., Madeira M., Ribeiro C. & Steen E. (1995). Fine-root dynamics, soil-moisture and soil carbon content in a eucalyptus-globulus plantation under different irrigation and fertilization regimes. *Forest Ecology and Management*, 74, 1-12.

Kim C. (2008). Soil carbon storage, litterfall and CO<sub>2</sub> efflux in fertilized and unfertilized larch (*Larix leptolepis*) plantations. *Ecological Research*, 23, 757-763.

Lee K.H. & Jose S. (2003). Soil respiration, fine root production, and microbial biomass in cottonwood and loblolly pine plantations along a nitrogen fertilization gradient. *Forest Ecology and Management*, 185, 263-273.

Leggett Z.H. & Kelting D.L. (2006). Fertilization effects on carbon pools in loblolly pine plantations on two upland sites. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 279-286.

Mack M.C., Schuur E.A.G., Bret-Harte M.S., Shaver G.R. & Chapin F.S. (2004). Ecosystem carbon storage in arctic tundra reduced by long-term nutrient fertilization. *Nature*, 431, 440-443.

Makipaa R. (1995). Effect of nitrogen input on carbon accumulation of boreal forest soils and ground vegetation. *Forest Ecology and Management*, 79, 217-226.

Moscatelli M.C., Lagornarsino A., De Angelis P. & Grego S. (2008). Short- and medium-term contrasting effects of nitrogen fertilization on C and N cycling in a poplar plantation soil. *Forest Ecology and Management*, 255, 447-454.

Neilsen W.A., Pataczek W., Lynch T. & Pyrke R. (1992). Growth-response of *Pinus radiata* to multiple applications of nitrogen-fertilizer and evaluation of the quantity of added nitrogen remaining in the forest system. *Plant and Soil*, 144, 207-217.

Parker J.L., Fernandez I.J., Rustad L.E. & Norton S.A. (2001). Effects of nitrogen enrichment, wildfire, and harvesting on forest-soil carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 1248-1255.

Pregitzer K.S., Burton A.J., Zak D.R. & Talhelm A.F. (2008). Simulated chronic nitrogen deposition increases carbon storage in Northern Temperate forests. *Global Change Biology*, 14, 142-153.

Ringrose C. & Neilsen W.A. (2005). Growth response of Eucalyptus regnans and soil changes following periodic fertilization. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 1806-1812.

Shan J.P., Morris L.A. & Hendrick R.L. (2001). The effects of management on soil and plant carbon sequestration in slash pine plantations. *Journal of Applied Ecology*, 38, 932-941.

Siemann E., Rogers W.E. & Grace J.B. (2007). Effects of nutrient loading and extreme rainfall events on coastal tallgrass prairies: invasion intensity, vegetation responses, and carbon and nitrogen distribution. *Global Change Biology*, 13, 2184-2192.

Torn M.S., Vitousek P.M. & Trumbore S.E. (2005). The influence of nutrient availability on soil organic matter turnover estimated by incubations and radiocarbon modeling. *Ecosystems*, 8, 352-372.

Waldrop M.P., Zak D.R., Sinsabaugh R.L., Gallo M. & Lauber C. (2004). Nitrogen deposition modifies soil carbon storage through changes in microbial enzymatic activity. *Ecological Applications*, 14, 1172-1177.

Wang Q.K., Wang S.L. & Liu Y. (2008). Responses to N and P fertilization in a young Eucalyptus dunnii plantation: Microbial properties, enzyme activities and dissolved organic matter. *Appl. Soil Ecol.*, 40, 484-490.

Will R.E., Markewitz D., Hendrick R.L., Meason D.F., Crocker T.R. & Borders B.E. (2006). Nitrogen and phosphorus dynamics for 13-year-old loblolly pine stands receiving complete competition control and annual N fertilizer. *Forest Ecology and Management*, 227, 155-168.

Williams E.L., Walter L.M., Ku T.C.W., Kling G.W. & Zak D.R. (2003). Effects of CO<sub>2</sub> and nutrient availability on mineral weathering in controlled tree growth experiments. *Global Biogeochemical Cycles*, 17, 12.

Zeglin L.H., Stursova M., Sinsabaugh R.L. & Collins S.L. (2007). Microbial responses to nitrogen addition in three contrasting grassland ecosystems. *Oecologia*, 154, 349-359.

## **Bodenwasserhaushalt –Abflussregulierung**

AG Boden, 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, 5 A. Sponagel, H, E Grottenthaler, W., E Hartmann, K.J., Hartwich, R., Janetzko, P., Joisten, H., Kühn, D., Sabel, K.J., Traidl, R. (Hrsg.)

Angers, D. A., Bolinder, M. A., Carter, M. R., Gregorich, E. G., Drury, C. F., Liang, B. C., Voroney, R. P., Simard, R. R., Donald, R. G., Beyaert, R. P., Martel, J., D 1997: Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada, *J Soil & Tillage Research*, Vol 41, No 3-4, p 191-201.

Bayrisches Geologisches Landesamt, 2003: Das Schutzgut Boden in der Planung - Bewertung natürlicher Bodenfunktionen und Umsetzung in Planungs- und Genehmigungsverfahren, Bayreuth.

Blanco-Canqui, H., Lal, R., A Post, W. M., Izaurrealde, R. C., Shipitalo, M. J., 2006: Organic carbon influences on soil particle density and rheological properties. *Soil Science Society of America Journal*, Vol 70, No 4, p. 1407-1414

Blanco-Canqui, H., Stone, L. R., Schlegel, A. J., Lyon, D. J., Vigil, M. F., Mikha, M., M.Stahlman, P. W., Rice, C. W., 2009: No-till Induced Increase in Organic Carbon Reduces Maximum Bulk Density of Soils. *J Soil Science Society of America Journal*, Vol 73, N 6, P 1871-1879

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2013: Bodenfunktionsbewertung: Methodische Umsetzung der ÖNORM L 1076, 112 P

Callesen, I., Liski, J., Raulund-Rasmussen, K., Olosson, M.T., Tau-Strand, L., Vesterdal, L., Westman, C.J., 2003: Soil carbon stores in Nodic well-drained forest soils - relationships with climate and texture class. *Global Change Biology*, Vol 9, P 358-370

Chatterjee, A., Lal, R. 2009: On farm assessment of tillage impact on soil carbon and associated soil quality parameters. *J Soil & Tillage Research*, Vol 104., N 2, P 270-277

Colvin, T. S., Erbach, D. C., Buchele, W. F., Cruse, R. M., 1984: TILLAGE INDEX BASED ON CREATED SOIL-CONDITIONS. *Transactions of the Asae*, Vol 27, N 2, P 370-371.

- Croft, H., Anderson, K., Kuhn, N. J., 2012: Reflectance anisotropy for measuring soil surface roughness of multiple soil types. *Catena*, Vol 93, P 87-96.
- D'Haene, K., Vermang, J., Cornelis, W. M., Leroy, B. L. M., Schiettecatte, W., De Neve, S., Gabriels, D., Hofman, G., 2008: Reduced tillage effects on physical properties of silt loam soils growing root crops. *J Soil & Tillage Research*, V 99, N 2, P 279-290
- Dexter, A. R., 2004: Soil physical quality - Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *J Geoderma*, Vol 120, N 3-4, P 201-214
- Eder, A., Sotier, B., Klebinder, K., Sturmlechner, R., Dorner, J., Markart, G., Schmid, G., Strauss, P., 2012: Hydrologische Bodenkenndaten der Böden Niederösterreichs (HydroBodNÖ) – Endbericht. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Petzenkirchen & Bundesforschungszentrum für Wald, Insitut für Naturgefahren, 185 P.
- Franzluebbers, A. J., Hons, F. M., Zuberer, D. A., 1995: Tillage and crop effects on seasonal dynamics of soil CO<sub>2</sub> evolution, water-content, temperature and bulk-density. *Applied Soil Ecology*, Vol 2, N 2, P 95-109.
- Hartmann, P., Zink, A., Fleige, H., Horn, R., D 2012, T Effect of compaction, tillage and climate change on soil water balance of Arable Luvisols in Northwest Germany, *Soil & Tillage Research*, Vol 124, P 211-218.
- Hemmat, A., Aghilinategh, N., Rezainejad, Y., Sadeghi, M., D 2010: Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of calcareous soil in central Iran, *Soil & Tillage Research*, Vol 108, N 1-2, P 43-50
- Keller, Th., Hakansson, I., 2010: Estimation of reference bulk density from soil particle size distribution and soil organic matter, *Geoderma*, Vol 154, P 398-406
- Lehmann, A., David, S., Stahr, K., 2013. TUSEC - Bilingual-Edition: Eine Methode zur Bewertung natürlicher und anthropogener Böden. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*, Vol 86, P 113
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg 2010: Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit - Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren (Bechler, K., Toth, O., Eds.), I LUBW, Vol 31, 31 P.
- Meki, M. N., Kemanian, A. R., Potter, S. R., Blumenthal, J. M., Williams, J. R., Gerik, T. J., 2013. Cropping system effects on sorghum grain yield, soil organic carbon, and global warming potential in central and south Texas. *Agricultural Systems*, V 117, P 19-29.
- Meki, M. N., Snider, J. L., Kiniry, J. R., Raper, R. L., Rocateli, A. C., 2013: Energy sorghum biomass harvest thresholds and tillage effects on soil organic carbon and bulk density, *Industrial Crops and Products*, Vol 43, P 172-182
- Mestdagh, I., Lootens, P., Van Cleemput, O., Carlier, L., 2006: Variation in organic-carbon concentration and bulk density in Flemish grassland soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, Vol 169, N 5, P 616-622
- Moreno, R. G., Alvarez, M. C. D., Tarquis, A. M., Gonzalez, A. P., Requejo, A. S., 2010: Shadow analysis of soil surface roughness compared to the chain set method and direct measurement of micro-relief, *Biogeosciences*, Vol 7, N 8, P 2477-2487
- Pan, G., Li, L., Wu, L., Zhang, X., 2003: T Storage and sequestration potential of topsoil organic carbon in China`s paddy soils, *J Global Change Biology*, Vol 10, P 79-92
- Perie, C., Ouimet, R. 2008: Organic carbon, organic matter and bulk density relationships in boreal forest soils. *Canadian Journal of Soil Science*, Vol 88, N 3, P 315-325, Senapati, N., Smith, P., Wilson, B., Yeluripati, J. B., Daniel, H., Lockwood, P., Ghosh, S., 2013: Projections of changes in grassland soil organic carbon under climate change are relatively insensitive to methods of model initialization. *European Journal of Soil Science*, Vol 64, N 2, P 229-238.
- Spiegel, Heide, Söllinger, Josef, Aichberger, Karl, 2010: Was kann der Kompost? - Auswirkungen der Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Boden. *Der fortschrittliche Landwirt*, Vol 19, P 34-36.
- Stavi, I., Ungar, E. D., Lavee, H., Sarah, P., 2008: Grazing-induced spatial variability of soil bulk density and content of moisture, organic carbon and calcium carbonate in semi-arid rangeland. *Catena*, V 75, N 3, P 288-296



Wu, H., Guo, Z., Peng, C., 2003: Land use induced changes of organic carbon storage in soils of China. *J Global Change Biology*, Vol 9, P 305-315.

### Schwermetalle

Angle JS, Baker AJM, Whiting SN, Chaney RL. Soil moisture effects on uptake of metals by *Thlaspi*, *Alyssum*, and *Berkheya*. *Plant Soil* 2003; 256:325–32.

Bhatia NP, Baker AJM, Walsh KB, Midmore DJ. A role for nickel in osmotic adjustment in drought-stressed plants of the nickel hyperaccumulator *Stackhousia tryonii* Bailey. *Planta* 2005; 223:134–9.

Disante KB, Fuentes D, Cortina J. Response to drought of Zn-stressed *Quercus suber* L. seedlings. *Environ Exp Bot* 2011;70:96-103.

Egli M., Sartori G., Mirabella A., Giaccai D., Favilli F., Scherrer D., Krebs R, Delbos E. 2010: The influence of weathering and organic matter on heavy metals lability in silicatic, Alpine soils, *Science of The Total Environment*, Volume 408, Issue 4, Pages 931-946.

Guo H, Zhu J, Zhou H, Sun Y, Yin Y, Pei D, et al. Elevated CO<sub>2</sub> levels affects the concentrations of copper and cadmium in crops grown in soil contaminated with heavy metals under fully open-air field conditions. *Environ Sci Technol* 2011; 45:6997–7003.

Jia Y, Tang SR, Wang RG, Ju XH, Ding YZ, Tu SX, et al. 2010: Effects of elevated CO<sub>2</sub> on growth, photosynthesis, elemental composition, antioxidant level, and phytochelatin concentration in *Lolium mutiforum* and *Lolium perenne* under Cd stress. *J Hazard Mater* 180:384–94.

Joubert A.V.P., Lucas L., Garrido F., Joulain C., Jauzein M., 2007: Effect of temperature, gas phase composition, pH and microbial activity on As, Zn, Pb and Cd mobility in selected soils in the Ebro and Meuse Basins in the context of global change, *Environmental Pollution*, Volume 148, Issue 3, Pages 749-758.

Kim S, Kang H. Effects of elevated CO<sub>2</sub> and Pb on phytoextraction and enzyme activity. *Water Air Soil Pollut* 2011;219:365–75.

Li D, Zhou D, Wang P, Li L. Temperature affects cadmium-induced phytotoxicity involved in subcellular cadmium distribution and oxidative stress in wheat roots. *Ecotoxicol Environ Saf* 2011;74:2029–35.

Li Y, Zhang Q, Wang R, Gou X, Wang H, Wang S. Temperature changes the dynamics of trace element accumulation in *Solanum tuberosum* L. *Clim Chang* 2012; 112:655–72.

Oncel I, Keles Y, Ustun AS. Interactive effects of temperature and heavy metal stress on the growth and some biochemical compounds in wheat seedlings. *Environ Pollut* 2000;107:315–20.

Pascual I, Antolin MC, Garcia C, Polo A, Sanchez-Diaz M. Plant availability of heavy metals in a soil amended with a high dose of sewage sludge under drought conditions. *Biol Fertil Soils* 2004;40:291–9.

Rajkumar M., Narasimha Vara Prasad M., Swaminathan S., Freitas H., 2013: Climate change driven plant–metal–microbe interactions, *Environment International*, Volume 53, Pages 74-86.

Santala KR, Ryser P. Influence of heavy-metal contamination on plant response to water availability in white birch, *Betula papyrifera*. *Environ Exp Bot* 2009;66:334–40.

Sardans J, Penuelas J, Estiarte M. 2008 Warming and drought change trace element bioaccumulation patterns in a Mediterranean shrubland. *Chemosphere*;70: 874–85.

Sardans J., Peñuelas J. 2007: Drought changes the dynamics of trace element accumulation in a Mediterranean *Quercus ilex* forest, *Environmental Pollution*, Volume 147, Issue 3, Pages 567-583.

Van den Berge J., Naudts K., Janssens I., Ceulemans R., Nijs I. 2011: Does the stress tolerance of mixed grassland communities change in a future climate? A test with heavy metal stress (zinc pollution), *Environmental Pollution*, Volume 159, Issue 12, Pages 3294-3301.

Whiting SN, Neumann PM, Baker AJM. Nickel and zinc hyperaccumulation by *Alyssum murale* and *Thlaspi caerulescens* (Brassicaceae) do not enhance survival and whole-plant growth under drought stress. *Plant Cell Environ* 2003; 26:351–60.

Zheng J, Wang H, Li Z, Tang S, Chen Z. Using elevated carbon dioxide to enhance copper accumulation in *Pteridium revolutum*, a copper-tolerant plant, under experimental conditions. *Int J Phytorem* 2008;10:161–72

## Basensättigung

D.W Johnson, R.B Susfalk, H.L Gholz, P.J Hanson, 2000: Simulated effects of temperature and precipitation change in several forest ecosystems, *Journal of Hydrology*, Volume 235, Issues 3–4, , Pages 183-204.

G. J. Reinds, M. Posch, R. Leemans 2009, Modelling recovery from soil acidification in European forests under climate change, *Science of The Total Environment*, Volume 407, Issue 21, Pages 5663-5673,.

G. J. Reinds, M. van Oijen, G. B.M. Heuvelink, H. Kros, 2008 Bayesian calibration of the VSD soil acidification model using European forest monitoring data, *Geoderma*, Volume 146, Issues 3–4, Pages 475-488.

McGovern S.T., Evans C.D., Dennis P., Walmsley C.A., Turner A., McDonald M.A. 2013: Resilience of upland soils to long term environmental changes, *Geoderma*, Volumes 197–198, Pages 36-42.

## Organische Schadstoffe

Hiller, E., L. Jurkovič, M. Bartal (2008): Effect of Temperature on the Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soil and Sediment. *Soil & Water Res.*, 3, 2008 (4): 231–240.

Lewandowsky, J. (1997): *Schadstoffe im Boden. Eine Einführung in die Analytik und Bewertung.* Springer Verlag.

Müller K, Magesan GN, Bolan N.S. (2007): A critical review of the influence of effluent irrigation on the fate of pesticides in soil. *Ecosystem and Environment* 120, 93-116.

Noyes, P. D.; McElwee, M. K.; Miller, Hilary D.; Clark, Bryan W.; Van Tiem, Lindsey A.; Walcott, Kia C.; Erwin, Kyle N.; Levin, Edward D. (2009): The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. *Follow Environment International*, Volume 35 (6).

Rampazzo Todorovic G., Hartog N., Walsch J., Dultz St., Loishandl-Weisz H., Freudenschuss A., Blum W. E.H. (2010): (Im)mobilization of organic pollutants by soil constituents in the soil/ground water system – Strategies for innovative management. *Altlasten-Spektrum* 01/2010.

Rommel, P., Rommel, J., Schneider J. (1998): *Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Literaturstudie zum Transfer von organischen Schadstoffen im System Boden/Pflanze und Boden/Sickerwasser.*

Zhang J., Zeng J., He M. (2009): Effects of temperature and surfactants on naphthalene and phenanthrene sorption by soil. *Journal of Environmental Sciences* 21. 667–674.

## Mikrobielle Biomasse

Baldrian P., J. Šnajdr, V. Merhautová, P. Dobiášová, T. Cajthaml, V. Valášková, D. A'Bear, T. Hefin Jones, L. Boddy 2013: Responses of the extracellular enzyme activities in hardwood forest to soil temperature and seasonality and the potential effects of climate change *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 56, , p. 60-68

Belay-Tedla A., Xuhui Zhou, Bo Su, Shiqiang Wan, Yiqi Luo 2009: Labile, recalcitrant, and microbial carbon and nitrogen pools of a tallgrass prairie soil in the US Great Plains subjected to experimental warming and clipping, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol 41, 1, p. 110-116.

Budge K., Leifeld J., Egli M., Fuhrer J. 2011: Soil microbial communities in (sub)alpine grasslands indicate a moderate shift towards new environmental conditions 11 years after soil translocation, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol 43, 6, p. 1148-1154.

Djukic I., Zehetner F., Mentler A., Gerzabek M. 2010: Microbial community composition and activity in different Alpine vegetation zones, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol 42, 2, p. 155-161.

Feng X., Simpson M.J 2009: Temperature and substrate controls on microbial phospholipid fatty acid composition during incubation of grassland soils contrasting in organic matter quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, p. 804–812

Frey S.D., R. Drijber, H. Smith, J. Melillo 2008: Microbial biomass, functional capacity, and community structure after 12 years of soil warming, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol 40, 11, p. 2904-2907.

- Fu G., Shen Z., Zhang X., Zhou Y., Zhang Y. 2012: Response of microbial biomass to grazing in an alpine meadow along an elevation gradient on the Tibetan Plateau, *European Journal of Soil Biology*, Vol 52, p. 27-29.
- Fu G., Zhenxi Shen, Xianzhou Zhang, Yuting Zhou 2012: Response of soil microbial biomass to short-term experimental warming in alpine meadow on the Tibetan Plateau, *Applied Soil Ecology*, Vol 61, p. 158-160.
- Kandeler E., Mosier A., Morgan J., Milchunas D., King J., Rudolph S., Tschirko D. 2006: Response of soil microbial biomass and enzyme activities to the transient elevation of carbon dioxide in a semi-arid grassland, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol 38, 8, p. 2448-2460.
- Na L., Genxu W., Yan Y., Yongheng G., Guangsheng L. 2011: Plant production, and carbon and nitrogen source pools, are strongly intensified by experimental warming in alpine ecosystems in the Qinghai-Tibet Plateau, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol 43, 5, p. 942-953.
- Poll C., Marhan S., Back F., Niklaus P., Kandeler E. 2013: Field-scale manipulation of soil temperature and precipitation change soil CO<sub>2</sub> flux in a temperate agricultural ecosystem, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol 165, p. 88-97.
- Schindlbacher A., Rodler A., Kuffner M., Kitzler B., Sessitsch A., Zechmeister-Boltenstern S. 2011, Experimental warming effects on the microbial community of a temperate mountain forest soil, *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 43, 7, p. 1417-1425.
- Schmitt A., Glaser B. 2011: Organic matter dynamics in a temperate forest soil following enhanced drying, *Soil Biology and Biochemistry*, Volume 43, Issue 3, Pages 478-489.
- Smolander A., Barnette L., Kitunen V., Lumme I. 2005: N and C transformations in long-term N-fertilized forest soils in response to seasonal drought, *Applied Soil Ecology*, Vol 29, 3, p. 225-235.
- Sowerby A, Emmett B., Beier C., Tietema A., Peñuelas A., Estiarte M., Van Meeteren M., Hughes S., Freeman C. 2005: Microbial community changes in heathland soil communities along a geographical gradient: interaction with climate change manipulations. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol 37, 10, p. 1805-1813
- Stevnbak K., Maraldo K., Georgieva S., Bjørnlund L., Beier C., Kappel Schmidt I., Christensen, S. 2012: Suppression of soil decomposers and promotion of long-lived, root herbivorous nematodes by climate change, *European Journal of Soil Biology*, Vol 52, p. 1-7.
- Thiessen S., Gleixner G., Wutzler Th., Reichstein M. 2013, Both priming and temperature sensitivity of soil organic matter decomposition depend on microbial biomass – An incubation study, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol 57, p. 739-748.
- van Meeteren M., A. Tietema, E.E. van Loon, J.M. Verstraten 2008: Microbial dynamics and litter decomposition under a changed climate in a Dutch heathland, *Applied Soil Ecology*, Vol 38, 2, p. 119-127.
- Xu X., Luo X. 2012: Effect of wetting intensity on soil GHG fluxes and microbial biomass under a temperate forest floor during dry season, *Geoderma*, Vol 170, p. 118-126.
- Xu Z., Hu R., Xiong P., Wan C., Cao G., Liu Q. 2010: Initial soil responses to experimental warming in two contrasting forest ecosystems, Eastern Tibetan Plateau, China: Nutrient availabilities, microbial properties and enzyme activities, *Applied Soil Ecology*, Vol 46, 2, p. 291-299.
- Yin H., Chen Z., Liu Q. 2012: Effects of experimental warming on soil N transformations of two coniferous species, Eastern Tibetan Plateau, China, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol 50, p. 77-84.
- Zhang W., Parker K.M., Luo Y., Wan S., Wallace L.L., Hu S. 2005: Soil microbial responses to experimental warming and clipping in a tallgrass prairie. *Global Change Biology* 11, p. 266–277
- Zhang X., X. Meng, L. Gao, X. Sun, J. Fan, L. Xu 2010: Potential impacts of climate warming on active soil organic carbon contents along natural altitudinal forest transect of Changbai Mountain, *Acta Ecologica Sinica*, Vol 30, 2, p. 113-117.