THÜNEN

Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung

Anna Jacobs, Heinz Flessa, Axel Don, Arne Heidkamp, Roland Prietz, René Dechow, Andreas Gensior, Christopher Poeplau, Catharina Riggers, Florian Schneider, Bärbel Tiemeyer, Cora Vos, Mareille Wittnebel, Theresia Müller, Annelie Säurich, Andrea Fahrion-Nitschke, Sören Gebbert, Rayk Hopfstock, Angélica Jaconi, Hans Kolata, Maximilian Lorbeer, Johanna Schröder, Andreas Laggner, Christian Weiser, Annette Freibauer

Thünen Report 64

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliography; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.thuenen.de

Volumes already published in this series are available on the Internet at www.thuenen.de

Jacobs A, Flessa H, Don A, Heidkamp A, Prietz R, Dechow R, Gensior A, Poeplau C, Riggers C, Schneider F, Tiemeyer B, Vos C, Wittnebel M, Müller T, Säurich A, Fahrion-Nitschke A, Gebbert S, Jaconi A, Kolata H, Laggner A, et al (2018) Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 316 p, Thünen Rep 64, DOI:10.3220/REP1542818391000

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are responsible for the content of their publications.

THÜNEN

Thünen Report 64

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@thuenen.de
www.thuenen.de

ISSN 2196-2324
ISBN 978-3-86576-192-7
DOI:10.3220/REP1542818391000
urn:nbn:de:gbv:253-201811-dn060497-2

Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung

Anna Jacobs, Heinz Flessa, Axel Don, Arne Heidkamp, Roland Prietz, René Dechow, Andreas Gensior, Christopher Poeplau, Catharina Riggers, Florian Schneider, Bärbel Tiemeyer, Cora Vos, Mareille Wittnebel, Theresia Müller, Annelie Säurich, Andrea Fahrion-Nitschke, Sören Gebbert, Rayk Hopfstock, Angélica Jaconi, Hans Kolata, Maximilian Lorbeer, Johanna Schröder, Andreas Laggner, Christian Weiser, Annette Freibauer

Thünen Report 64

VERANTWORTLICHE AUTOREN:

Anna Jacobs
Heinz Flessa
Axel Don
Arne Heidkamp
Roland Prietz
René Dechow
Andreas Gensior
Christopher Poeplau
Catharina Riggers
Florian Schneider
Bärbel Tiemeyer
Cora Vos
Mareille Wittnebel
Theresia Müller
Annelie Säurich
Andrea Fahrion-Nitschke
Sören Gebbert
Rayk Hopfstock
Angélica Jaconi
Hans Kolata
Maximilian Lorbeer
Johanna Schröder
Andreas Laggner
Christian Weiser
Annette Freibauer

Thünen-Institut für Agrarklimaschutz
Bundesallee 68
38116 Braunschweig, Germany
Tel: +49 (0)531-596-2601
Fax: +49 (0)531-596-2699

Email: ak@thuenen.de

Thünen Report 64

Braunschweig/Germany, November 2018

Zusammenfassung

Die Bundesrepublik Deutschland hat sich als Unterzeichnerstaat mehrerer internationaler Vereinbarungen zum Klimaschutz verpflichtet, anthropogene Quellen und Senken von Treibhausgasen jährlich auf nationaler Skalenebene zu berichten. Dazu zählen auch CO_2-Emissionen aus Veränderungen des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden – denn ein Verlust von C_{org} ist verbunden mit Emissionen des Treibhausgases CO_2 aus Böden, ein Aufbau des C_{org}-Vorrates entspricht einer Festlegung von CO_2-Kohlenstoff in Böden. Veränderungen des C_{org}-Vorrates von Böden sind somit klimawirksam und entsprechend im Rahmen der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung zu bilanzieren.

Das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) beauftragte das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz mit der Planung und Durchführung der ersten Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW), um eine bundesweit konsistente und vergleichbare Datenbasis bezüglich des C_{org}-Vorrates in den landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands zu erhalten.

Die BZE-LW dient in erster Linie der Absicherung, Verbesserung und Weiterentwicklung der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung der Bundesrepublik Deutschland in den Bereichen Landnutzung und Landnutzungsänderungen. Die Ergebnisse fließen direkt in die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung Deutschlands ein und bilden eine transparente Ausgangsbasis für den Nachweis von Veränderungen des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden. Eine zentrale Voraussetzung für die Bewertung der klimawirksamen Veränderungen des C_{org}-Vorrates in Böden ist die Kenntnis über die aktuelle Höhe sowie das Verständnis darüber, wie dieser Vorrat durch Klima-, Boden- und Nutzungsfaktoren beeinflusst wird. Neben der Erfassung des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden auf der Skalenebene Deutschlands sollte daher bewertet werden, welche Standort- und Nutzungsfaktoren diesen beeinflussen. Ein weiteres Ziel war die modellgestützte Bewertung, ob bei der aktuellen Bodenbewirtschaftung Veränderungen des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden zu erwarten sind. Mit dieser ersten bundesweiten BZE-LW wird auch die methodische und strukturelle Basis für eine regelmäßige Wiederholungsinventur geschaffen werden. Für spezifische Fragen zur Wirkung der landwirtschaftlichen Bodennutzung auf den C_{org}-Vorrat im Boden wurden parallel zur BZE-LW Untersuchungen an gezielt ausgewählten Dauer- und Exaktversuchen sowie an Praxisflächen durchgeführt.

Die BZE-LW basierte auf einer Beprobung landwirtschaftlich genutzter Böden in einem deutschlandweiten Raster von 8 × 8 Kilometern – insgesamt 3104 Beprobungspunkte. Sie wurde mit aktiver Unterstützung der Landwirte, die die beprobten Flächen bewirtschafteten und Informationen zur Bodennutzung und ihrem landwirtschaftlichen Betrieb bereitstellten, durchgeführt. Die bodenkundliche Standortaufnahme erfolgte nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5. Die Probenahme erfolgte einheitlich in den Tiefenstufen 0-10, 10-30, 30-50, 50-70 und 70-100 cm. Bei Moorböden wurden auch tiefer liegende Torfhorizonte beprobt. Die Bodenaufbereitung

und -analysen erfolgten zentral im Labor des Thünen-Instituts. In den Bodenproben aller Standorte und Tiefenstufen wurden folgende Bodenkenngrößen gemessen: Gehalt an C_{org} sowie anorganischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff, pH-Wert, Feinbodenanteil (< 2 mm), Grobbodenanteil (≥ 2 mm), Wurzelanteil, Trockenrohdichte des Feinbodens, Bodentextur. Ein Archiv mit getrockneten Rückstellproben von allen Beprobungspunkten und Tiefenstufen wurde am Thünen-Institut eingerichtet.

Der C_{org}-Vorrat in landwirtschaftlich genutzten Böden war sehr variabel: Er reichte im oberen Meter von weniger als 30 t ha^{-1} in flachgründigen und sehr sandigen Böden bis über 500 t ha^{-1} in Moor- und moorähnlichen Böden. Der mittlere C_{org}-Vorrat in 0-100 cm Bodentiefe betrug 128 t ha^{-1} (0-90 cm: 123 t ha^{-1}), hierbei hatten Böden unter Ackernutzung 101 t ha^{-1} und Böden unter Dauergrünland 200 t ha^{-1}. Damit wiesen landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland im Durchschnitt einen etwas höheren C_{org}-Vorrat als Waldböden in Deutschland auf. Für letztere wurde im Rahmen der Bodenzustandserhebung Wald ein mittlerer C_{org}-Vorrat von rund 100 t ha^{-1} (ohne Streuauflage; 119 t ha^{-1} mit Streuauflage) in 0-90 cm Bodentiefe ermittelt. Dieses überraschende Ergebnis ist maßgeblich durch die höhere Tiefgründigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden und die höheren Anteile an stark hydromorphen Böden mit sehr hohem C_{org}-Vorrat (z. B. Moor- und moorähnliche Böden) geprägt. Die Ergebnisse der BZE-LW belegen, dass landwirtschaftlich genutzte Böden mit Abstand der größte terrestrische C_{org}-Speicher in Deutschland sind. Dies unterstreicht die Bedeutung aber auch die Verantwortung der Landwirtschaft in Deutschland für den Erhalt und, wo es die Bodenfruchtbarkeit stärkt, auch für den Aufbau des C_{org}-Vorrates im Zuge eines nachhaltigen Humusmanagements. Im oberen Meter landwirtschaftlich genutzter Böden sind derzeit in Deutschland insgesamt rund 2,5 Milliarden t C_{org} gespeichert.

Innerhalb der landwirtschaftlich genutzten Böden nehmen Moor- und moorähnliche Böden, die rund 6 % der landwirtschaftlich genutzten Böden ausmachten, eine Sonderstellung ein: Ihr mittlerer C_{org}-Vorrat betrug im obersten Meter 515 t ha^{-1} und damit ein Vielfaches der C_{org}-Speicherung in mineralischen Böden.

Der mittlere C_{org}-Vorrat in der Tiefenstufe 0-30 cm, die derzeit in der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung berücksichtigt wird, betrug für mineralische Böden unter Ackernutzung 61 t ha^{-1} und für Böden unter Dauergrünland 88 t ha^{-1}. Unterböden (30-100 cm Bodentiefe) tragen maßgeblich zur C_{org}-Speicherung bei: In Moor- und moorähnlichen Böden speicherten sie im Durchschnitt mehr als Hälfte des gesamten C_{org}-Vorrates im oberen Meter. In mineralischen Böden stellten sie einen mittleren Anteil von 36 % des gesamten C_{org}-Vorrates.

Die Variabilität des aktuellen C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden wird auf der Skalenebene Deutschlands in erster Linie durch Standortfaktoren bestimmt. Am deutlichsten war der prägende Einfluss der Hydromorphie: Die C_{org}-Vorräte stiegen mit dem Grad der Vernässung an und erreichten in tiefgründige Moorböden ihr Maximum. In mineralischen Böden ist auch die Bodentextur ein entscheidender Faktor: Oberböden (0-30 cm) mit einem Tongehalt > 45 % speicherten im Mittel das 1,4-fache an C_{org} wie sandige Böden mit einem Tongehalt < 12 %. Ferner

besteht in den obersten 10 cm des Bodens eine enge Beziehung zwischen der Landnutzungsart (Acker bzw. Dauergrünland) und dem C_{org}-Vorrat mineralischer Böden. Die intensive Durchwurzelung und das Fehlen der Bodenbearbeitung begünstigen hier die C_{org}-Anreicherung in Grünlandböden. Innerhalb der Nutzungsklassen Acker und Dauergrünland waren in erster Linie Bodeneigenschaften für die räumliche Variabilität des C_{org}-Vorrates verantwortlich.

Entscheidend für Veränderungen des aktuellen C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden sind die Art der Landnutzung und Bewirtschaftungsmaßnahmen, die entweder auf den Grad der Hydromorphie wirken oder die Höhe des jährlichen C_{org}-Eintrages in die Böden beeinflussen. Für Moor- und moorähnliche Böden ist unabhängig von der Landnutzungsart der mittlere Grundwasserflurabstand die entscheidende Einflussgröße für die Höhe der C_{org}-Vorratsverluste. Je tiefer der mittlere Grundwasserstand ist und je höher die C_{org}- und N_t-Vorräte sind, desto höher ist der gesamte C_{org}-Verlust. Für mineralische Böden ohne deutliche Grundwasserbeeinflussung ist die Höhe des C_{org}-Eintrages über Pflanzenreste und organische Dünger eine wichtige Einflussgröße für die Veränderung des C_{org}-Vorrates. Modellergebnisse belegen die zentrale Bedeutung nachhaltig hoher Erträge für den C_{org}-Eintrag in Böden und die Höhe ihres C_{org}-Vorrates. Für grundwasserferne Böden unter Dauergrünlandnutzung und bei gleich bleibender Bewirtschaftung und unveränderten Klimaverhältnissen wiesen die Modelle im Mittel keine signifikante Änderung des C_{org}-Vorrates im Oberboden (0-30 cm) aus. Für grundwasserferne Böden unter Ackernutzung zeigten die Modelle im Mittel für Deutschland einen signifikanten C_{org}-Verlust im Oberboden. Am deutlichsten fiel der modellierte C_{org}-Verlust in den Ackerböden Ostdeutschlands aus. Dies wirft die Frage auf, in wie weit sich der C_{org}-Vorrat im Zuge der Neustrukturierung der Landwirtschaft in Ostdeutschland nach der Wiedervereinigung verändert hat und noch verändert. Auch Klimaänderungen, wie steigende Temperaturen und abnehmende Niederschläge in der Vegetationszeit, können über ihren Einfluss auf die landwirtschaftlichen Erträge und die Mineralisation von C_{org} im Boden zu deutlichen Veränderungen des C_{org}-Vorrates führen. Die Anpassung der Landwirtschaft an den Klimawandel leistet folglich auch einen Beitrag zum Erhalt des C_{org}-Vorrates in den Böden. Die Modellergebnisse geben wichtige Hinweise über mögliche Entwicklungen des C_{org}-Vorrates in Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung, sie sind jedoch kein Ersatz für reale Bodenuntersuchungen. Die Frage, ob und wie stark landwirtschaftlich genutzte mineralische Böden in Deutschland C_{org} verlieren oder aufbauen, kann mit Sicherheit erst im Zuge regelmäßiger und standardisierter Wiederholungsbeprobungen an den Standorten der BZE-LW beantwortet werden.

Maßnahmen des Humusaufbaus bieten im Rahmen eines effizienten und verlustarmen Nährstoffmanagements vielfältig positive Wirkungen und Chancen sowohl für die Bodenfruchtbarkeit und Ertragssicherheit als auch für den Boden- und Klimaschutz. Diese Chancen und ihre Synergien gilt es im Sinne einer effizienten und umweltschonenden Landwirtschaft zu nutzen.

Schlüsselwörter

Bodeninventur, Emissionsberichterstattung, Humus, Kohlenstoffvorrat, Landnutzungsänderung, Mineralboden, Monitoring, Moorboden, organische Bodensubstanz, organischer Kohlenstoff, Treibhausgas

Summary

As a signatory to several international conventions on climate change, the Federal Republic of Germany is obliged to report all anthropogenic sources and sinks of greenhouse gases on a national scale annually. Changes in stocks of soil organic carbon (SOC) are among these anthropogenic sinks and sources, since losses of SOC are associated with CO_2 emissions while gains of SOC are associated with CO_2 removal from the atmosphere. Therefore, changes in SOC-stocks are climate-relevant and have to be accounted for as part of national greenhouse gas inventory reporting.

The German Federal Ministry of Food and Agriculture (BMEL) commissioned the Thünen Institute of Climate-Smart Agriculture to plan and carry out Germany's first agricultural soil inventory (BZE-LW) to obtain a consistent baseline of SOC-stocks in agricultural soils across Germany.

The main aims of the BZE-LW are to validate, improve and develop Germany's greenhouse gas inventory reporting in the sector land use and land-use change and forestry (LULUCF). Results are directly fed into the reporting activities and provide a transparent starting point for the verification of any changes in SOC-stocks in soils under agricultural use. Solid knowledge of current SOC-stocks, and how these are shaped by abiotic site conditions, land-use, and management, is a central precondition for the evaluation of climate-relevant changes in SOC-stocks. In addition to assessing SOC-stocks in agricultural soils on a national scale, the aim is to understand how and to what extent SOC-stocks are driven by these factors. Another goal is the model-based evaluation of whether changes in SOC-stocks under current land management should be expected. Several studies on specifically targeted long-term experiments and on other agricultural soils were conducted within the scope of this inventory to address specific questions about the effects of agricultural land-use and management on SOC-stocks.

The BZE-LW is based on the sampling of agricultural soils in a countrywide grid of 8 x 8 km with a total of 3104 sampling points. It was carried out with the active involvement and support of local farmers who provided sampling sites and management information. The *in situ* soil inventory was based on the German soil classification scheme 'Bodenkundliche Kartieranleitung KA5'. Sampling was conducted at 0-10, 10-30, 30-50, 50-70 and 70-100 cm soil depth. In peat soils, the sampling depth was extended into deeper peat horizons. Sample preparation and soil analysis was performed in the laboratory at the Thünen Institute of Climate-Smart Agriculture. For all sampling points and soil depth increments, the following parameters were measured: organic and inorganic carbon content, total nitrogen, soil pH, proportion of fine soil (<2 mm), roots, bulk density of the fine soil, and soil texture. An archive containing samples from all sampling points and depth increments was established at the Thünen Institute.

The SOC-stocks of German agricultural soils at 0-100 cm soil depth were highly variable. Stocks ranged from less than 30 t ha^{-1} in shallow and coarse-textured soils to up to 500 t ha^{-1} in peat and peat-like soils. The average SOC-stock at 0-100 cm depth was 128 Mg ha^{-1} (0-90 cm: 123 Mg ha^{-1}), with 101 t ha^{-1} for croplands and 200 t ha^{-1} for grasslands. Thus, German agricultural soils had, on average, a slightly higher SOC-stock than German forest soils. For the latter, the forest soil inventory revealed an average SOC-stock of 100 Mg C ha^{-1} at 0-90 cm depth (excluding the litter layer; 119 Mg ha^{-1} including litter layer). It is likely that this surprising result could be explained by the deeper soil profiles and higher proportion of hydromorphic soils with very high SOC-stocks (peat and peat-like soils) in the agricultural soils. The results of the BZE-LW thus provide evidence that agricultural soils are by far the largest terrestrial carbon pool in Germany. This underlines the responsibility of German agriculture to sustain and, where appropriate, to increase the SOC-stocks as part of a sustainable organic matter management. A total of 2.5 billion tons of organic C is stored in the top meter of German agricultural soils.

Among agricultural soils, peat and peat-like soils have an exceptional position, representing about 6 % of all agricultural soils: the average SOC-stock of these soils at 0-100 cm depth was 515 t ha^{-1}, which is several times that of SOC-storage in mineral soils.

The average SOC-stocks at 0-30 cm depth, which is currently the reference depth in the greenhouse gas inventory, were 61 t ha^{-1} and 88 t ha^{-1} in mineral soils of croplands and grasslands, respectively. However, subsoils (30-100 cm depth) also contributed significantly to SOC-storage: in peat and peat-like soils they stored on average more than 50 % of the SOC-stock in the top meter, while for mineral soils subsoil SOC-storage accounted for 36 %.

On a national scale, the variability in current SOC-stocks in agricultural soils is primarily determined by abiotic site factors. Hydromorphology had the most significant impact on SOC-stocks, which increased with soil wetness and was at its maximum in deeply developed peat soils. In mineral soils, soil texture is an important factor: topsoils (0-30 cm) with a clay content of > 45 % stored on average 40 % more SOC than sandy soils with a clay content < 12 %. Furthermore, at 0-10 cm soil depth a strong impact of land-use type (cropland *vs*. grassland) on SOC-stocks was found. The intense rooting and lack of soil disturbance favor SOC-sequestration in grassland soils. However, within the two land-use classes, mainly abiotic soil properties accounted for the spatial variability in SOC-stocks.

Land use type and management measures, which influence soil water level as well as the annual C input, were crucial for predicted changes in SOC-stocks. Irrespective of land use type, the average water table height plays a key role in reductions in SOC-stocks in peat and peat-like soils. Losses of C- and N-stocks increase with decreasing water table height. For mineral soils without significant groundwater influence, the quantity of annual C-input by plant residues and organic fertilizers was a central driver of changes in SOC-stocks. Model results constrained the importance of sustained high yields for C input and SOC-stocks. For grassland soils without significant groundwater influence, the applied model ensemble predicted no significant changes in

SOC-stocks (in 0-30 cm), assuming that current management and climate do not change. For cropland soils without significant groundwater influence, models predicted a significant average loss of SOC in the topsoil (0-30 cm). This was most pronounced for croplands in eastern Germany, which raises the question of how SOC-stocks have changed due to the restructuring of agriculture following German reunification. Furthermore climate change, involving increasing temperatures and potentially decreasing precipitation during the vegetation period, might cause changes in SOC *via* changes in C input and SOC-mineralization. Thus, climate adaptation in agriculture contributes to sustain SOC-stocks. The obtained model results provide important information about the potential development of SOC-stocks, but cannot serve as a substitute for actual measurements. The question of if and how much SOC is lost from German agricultural soils can only be answered by regularly resampling the BZE-LW sampling points. A full evaluation of the results of the first BZE-LW and the scientifically sound validation of modeled SOC-stock changes in agricultural soils are linked to the concept of regular soil monitoring with a sampling interval of approximately ten years. Resampling is an important factor in exploiting the full potential of the results of greenhouse gas reporting, validation of models, as well as the planning, evaluation and accounting of climate mitigation measures.

As part of an efficient and low-loss nutrient management, measures to increase SOC-stocks provide many positive effects and opportunities for yield security, as well as for soil and climate protection. It is essential to make use of these opportunities and their synergies in the context of efficient and environmentally-friendly agriculture.

Keywords

carbon stocks, greenhouse gas inventory, land-use change, mineral soil, monitoring, organic carbon, organic soil, soil inventory, soil organic matter

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung I

Summary V

Abkürzungsverzeichnis XI

1 Einleitung 1

1.1 Anlass 1

1.2 Ziele der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft 2

2 Methoden 4

2.1 Zeitliche und strukturelle Konzeption 4

2.2 Geländearbeit 5
2.2.1 Standortauswahl 5
2.2.2 Standortaufnahme und Bodenprobenahme 8

2.3 Flächenbewirtschaftung und Betriebsstruktur 13

2.4 Laboranalysen und Berechnungen von Kenngrößen 14
2.4.1 Probenaufbereitung 16
2.4.2 Bodenphysikalische und -chemische Analysen 16
2.4.3 Berechnung des Kohlenstoff- und Stickstoffvorrates 28

2.5 Wissenschaftliche Datenauswertung, Statistik, Modellierung 30
2.5.1 Stratifizierung und Repräsentativitätsanalyse 30
2.5.2 Organischer Kohlenstoff in Dichtefraktionen des Bodens 40
2.5.3 Eintrag an organischem Kohlenstoff in Böden 42
2.5.4 Landnutzungshistorie – Recherche und Einfluss auf Vorrat an organischem Kohlenstoff 46
2.5.5 Variabilität des Gehaltes und Vorrates an organischem Kohlenstoff im Boden 49
2.5.6 Prozessbasierte Modellierung der Änderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff in mineralischen Oberböden 52
2.5.7 Regionalisierung des Vorrates an organischem Kohlenstoff in mineralischen Oberböden 64
2.5.8 Statistische Analysen 67

2.6 Zusätzliche Untersuchungen: Einfluss der Flächenbewirtschaftung auf den organischen Kohlenstoff in mineralischen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung 67
2.6.1 Änderung der Landnutzungsart 68
2.6.2 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Zwischenfruchtanbau 68

2.6.3 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Bodenbearbeitung 68
2.6.4 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Organische Düngung 69
2.6.5 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Fruchtfolge 69
2.6.6 Bewirtschaftung von Dauergrünland: Mineralische Düngung 69

2.7 Zusätzliche Untersuchungen: Kohlenstoffdynamik in Moor- und weiteren moorähnlichen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung 70
2.7.1 Nutzung und Wasserstand organischer Böden 72
2.7.2 Kohlendioxidemission organischer Böden in Abhängigkeit von Nutzung und Wasserstand 73
2.7.3 Kohlendioxidemission von Moor- und weiteren moorähnlichen Böden in Abhängigkeit von mineralischen Überdeckungen 76

2.8 Dokumentation, Datenbanken und Probenarchiv 78

3 Ergebnisse und Diskussion 80

3.1 Repräsentativität der untersuchten Böden und Beprobungspunkte 80
3.1.1 Repräsentativität des Beprobungsrasters 80
3.1.2 Repräsentativität des hier berichteten Datensatzes 85

3.2 Mineralische Böden 92
3.2.1 Gehalt an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff 92
3.2.2 Vorrat an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff 101
3.2.3 Organischer Kohlenstoff in Dichtefraktionen des Bodens 113
3.2.4 Weitere physikalische und chemische Bodenzustandsgrößen 121
3.2.5 Eintrag an organischem Kohlenstoff in Böden 140
3.2.6 Landnutzungshistorie und Einfluss auf den Vorrat an organischem Kohlenstoff in Böden 147
3.2.7 Ursachen für die Variabilität des Vorrates an organischem Kohlenstoff im Boden 156
3.2.8 Kleinräumige Variabilität des Vorrates und Gehaltes an organischem Kohlenstoff 162
3.2.9 Modellierung der Änderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff in Oberböden 174
3.2.10 Zusätzliche Untersuchungen: Einfluss der Flächenbewirtschaftung auf den organischen Kohlenstoff in mineralischen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung 191

3.3 Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden 204
3.3.1 Gehalt an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff 204
3.3.2 Vorrat an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff 210
3.3.3 Weitere physikalische und chemische Bodenzustandsgrößen 216

3.3.4 Zusätzliche Untersuchungen: Kohlenstoffdynamik in Moor- und weiteren moorähnlichen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung 227
3.3.5 Fazit 240
3.4 Bundesweite Karte des Vorrates an organischem Kohlenstoff in Oberböden 242
4 Nutzung der Ergebnisse für die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung 247
5 Schlussfolgerungen und Ausblick 251
6 Kooperationen 257
7 Danksagung 258
8 Literaturverzeichnis 259
Anhang

Abkürzungsverzeichnis

BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BZE	Bodenzustandserhebung
BZE-LW	Bodenzustandserhebung Landwirtschaft
BÜK1000	Bodenübersichtskarte 1:1.000.000
C	Kohlenstoff
C_{anorg}	anorganischer Kohlenstoff
C:N	Verhältnis von organischem Kohlenstoff zu Gesamtstickstoff
CO_2	Kohlendioxid
C_{org}	organischer Kohlenstoff
DLM	Digitales Landschaftsmodell
FBV	Feinbodenvorrat
FM	Frischmasse
fPOM	freies partikuläres organisches Material
GPP	Bruttoprimärproduktion (*gross primary production*)
IPCC	*Intergovernmental Penal on Climate Change*
K	Kalium
LIMS	Laborinformationssystem
LULUCF	*LandUse, LandUse-Change and Forestry* (Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft)
MDD	minimal detektierbare Differenz
ME	mean error
MOM	mineral-assoziiertes organisches Material
N_{air}	belüfteter Stickstoffvorrat
NEE	Netto-Ökosystemaustausch
NIRS	Nahinfrarotspetroskopie
NPK	Stickstoff-Phospohr-Kalium
N_t	Gesamtstickstoff
oPOM	okkludiertes organisches Material
OOB	‘out-of-bag’
P	Phosphor
p	Irrtumswahrscheinlichkeit
PK	Phosphor-Kalium
POM	partikuläres organisches Material
R_{eco}	Ökosystematmung
RMSE	root mean squarred error
TM	Trockenmasse
TRD_{FB}	Trockenrohdichte des Feinbodens
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstaltuen
WFPS	wassergefüllter Porenraum (*water filled pore space*)

1 Einleitung

1.1 Anlass

Änderungen im Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden sind klimawirksam: Ein Verlust von C_{org} aus dem Boden ist verbunden mit der Emission des Treibhausgases CO_2, ein Aufbau des C_{org}-Vorrates entspricht einer Festlegung von CO_2-Kohlenstoff in Böden. Böden sind weltweit der größte terrestrische Speicher für C_{org}. Sie bevorraten rund viermal so viel Kohlenstoff (C) wie die oberirdische Vegetation und mehr als doppelt so viel wie die Atmosphäre (Ciais et al. 2013). Bereits geringe Veränderungen des C_{org}-Vorrates im Boden, sei es durch Klimaänderungen, Landnutzungsänderungen oder Bewirtschaftungsmaßnahmen, können die CO_2-Konzentration in der Atmosphäre daher erheblich verändern.

Die Bundesrepublik Deutschland hat sich als Unterzeichnerstaat mehrerer internationaler Vereinbarungen zum Klimaschutz –

- Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (*United Nations Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC) 1992),
- Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (Kyotoprotokoll 1997); in Nachfolge hierzu das Pariser Abkommen (United Nations 2015),
- EU-Verordnungen über die Anrechnung von Emissionen und den Abbau von Treibhausgasen in den Sektoren Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (Verordnung (EU) Nr. 525/2013 und Beschluss Nr. 529/2013/EU (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union, 2013), Verordnung (EU) 2018/841 (Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union, 2018) –

verpflichtet, anthropogene Quellen und Senken von Treibhausgasen jährlich auf nationaler Skalenebene zu berichten. Dazu zählen auch CO_2-Emissionen aus Veränderungen des C_{org}-Vorrates im Boden, die durch Landnutzungsart und Flächenbewirtschaftung verursacht werden.

Darüber hinaus hat sich Deutschland zur Minderung seiner Treibhausgasemissionen verpflichtet. Der Klimaschutzplan 2050 der Bundesregierung (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2016) weist hierfür den Weg: Bis zum Jahr 2030 sollen die Treibhausgasemissionen in Deutschland um mindestens 55 % gegenüber dem Jahr 1990 verringert werden. Für die Sektoren Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft (*Landuse, Landuse-Change and Forestry* = LULUCF), in denen Änderungen des C_{org}-Vorrates im Boden berichtet werden, wird insgesamt ein langfristiger Erhalt der Senkenfunktion für CO_2-C angestrebt. In Anbetracht der anhaltend hohen CO_2-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Moorböden (Strogies & Gniffke et al. 2017) sind hierfür gezielte Klimaschutzmaßnahmen im Bereich des C_{org}-Vorrates in Böden erforderlich. Landwirtschaftlich genutzte Böden haben hierbei besondere Be-

deutung, denn sie stellen rund 51 % der Gesamtfläche Deutschlands (Umweltbundesamt 2018a) und ihre Bewirtschaftung als Ackerfläche ist in den meisten Fällen mit deutlich verringertem C_{org}-Vorrat im Boden verbunden.

Die landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst die organische Bodensubstanz, und damit den C_{org}-Vorrat, in vielfältiger Weise: Nur ein Teil der produzierten Biomasse wird als Erntegut genutzt und von der Fläche abgefahren, die Menge und Zusammensetzung des Eintrags organischer Substanz durch Erntereste und organische Dünger ist unterschiedlich und abhängig von der Fruchtfolgegestaltung und der Betriebsform. Auch die Nutzung der Fläche als Acker, Grünlandwechselwirtschaft oder Dauergrünland beeinflussen den Haushalt des C_{org} im Boden ebenso wie Entwässerung und Nutzungshistorie der Böden. Der aktuelle C_{org}-Vorrat und auch Änderungen desselben sind letztlich ein Resultat aus zahlreichen Standort- und Nutzungsfaktoren – eine komplexe Herausforderung für die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung.

Das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) hat das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz mit der Planung und Durchführung der ersten Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) beauftragt, um erstmalig eine bundesweit konsistente und vergleichbare Datenbasis bezüglich des C_{org}-Vorrates in den landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands zu erhalten. Mit der deutschlandweiten Analyse des Vorrates und Einflussgrößen auf den C_{org} im Boden wurden Informationen, die nicht nur im Kontext Klimaschutz von Interesse sind, erhoben: Die organische Bodensubstanz hat vielfältige weitere ökologische Funktionen, z. B. in den Bereichen Nährstoffnachlieferung, Erosionsminderung und Aggregatstabilität sowie Wasserhaltefähigkeit, und ist daher eine zentrale Komponente für die Fruchtbarkeit von Böden und somit für die Ertragssicherheit. Die erste BZE-LW liefert darüber hinaus weitere, zentralen Informationen über den aktuellen Ist-Zustand landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland (z. B. Verhältnis von C_{org} zu Gesamtstickstoff (C:N), pH-Wert in verschiedenen Bodentiefen) und bietet neue Einblicke in die Eigenschaften und Funktionen von Unterböden.

1.2 Ziele der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Die BZE-LW dient in erster Linie der Absicherung, Verbesserung und Weiterentwicklung der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung in den Bereichen Landnutzung und Landnutzungsänderungen. Sie bildet die Ausgangsbasis für die regional differenzierte Analyse von Zu- und Abnahmen des C_{org}-Vorrates im Boden. Eine zentrale Voraussetzung für die Bewertung der klimawirksamen Veränderungen des C_{org}-Vorrates in Böden ist die Kenntnis über die aktuelle Höhe sowie das Verständnis darüber, wie dieser Vorrat durch Klima-, Boden- und Nutzungsfaktoren beeinflusst wird. Neben der Erfassung des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden auf der Skalenebene „Deutschland“ sollte daher bewertet werden, welche Standort- und Nutzungsfaktoren diesen beeinflussen. Eine weitere Aufgabe war die Etablierung und Bewertung von Modellen zur Beschreibung der C_{org}-Dynamik in Böden auf der Skalenebene „Deutschland“. Mit dieser ersten bundesweiten BZE-LW sollte auch die Basis für eine mögliche Wiederholungsinventur

geschaffen werden. Für spezifische Fragen zur Wirkung der landwirtschaftlichen Bodennutzung auf den C_{org}-Vorrat im Boden wurden parallel zur ersten BZE-LW Untersuchungen an gezielt ausgewählten Dauer- und Exaktversuchen sowie an Praxisflächen durchgeführt.

Ziel der BZE-LW war es, eine konsistente, repräsentative und zuverlässige Datengrundlage für landwirtschaftlich genutzte Böden für die nationale Treibhausgas-Emissionsberichterstattung (s. o.) in den Bereichen Landnutzung und Landnutzungsänderungen zu schaffen. Die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung erfährt dadurch eine grundlegende Verbesserung. Fünf grundsätzliche Teilziele wurden mit der BZE-LW verfolgt:

(1) Die repräsentative und systematische Erfassung und Bewertung des C_{org}-Gehaltes und -Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland.

(2) Die systematische, deutschlandweite Erfassung und Bewertung von Bodenkenngrößen, die den C_{org}-Vorrat in landwirtschaftlich genutzten Böden beeinflussen.

(3) Die Analyse und Bewertung des Einflusses von Standort-, Nutzungs- und Bewirtschaftungsfaktoren auf den aktuellen C_{org}-Vorrat in Böden sowie dessen Variabilität.

(4) Die deutschlandweite Erfassung und Bewertung möglicher Veränderungen des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten mineralischen Böden mittels Modellen.

(5) Die Etablierung einer Basis für ein regelmäßiges Bodenzustandsmonitoring für landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland.

2 Methoden

2.1 Zeitliche und strukturelle Konzeption

Der Auftrag für die Planung und Durchführung der BZE-LW wurde dem Thünen-Institut für Agrarklimaschutz vom BMEL im Jahr 2008 erteilt. Die Konzeptions- und Planungsphase begann 2008, die Vorbereitung der Geländearbeit startete 2010, die ersten Standorte wurden im Januar 2011 beprobt. Die Geländearbeit wurde im November 2017 weitestgehend abgeschlossen. Die Analysen im Labor begannen im Sommer 2011. Die wissenschaftliche Auswertung des Datensatzes begann 2014. In die hier vorliegende Auswertung, ausgenommen Repräsentativitätsanalysen (s. Kapitel 2.5.1), wurden nur Beprobungspunkte aufgenommen, für die nach mehreren Qualitätssicherungsschritten im Mai 2018 der vollständige Datensatz (Standortaufnahme, Laboranalysen, Fragebogen zur Flächenbewirtschaftung) vorlag (2631 Beprobungspunkte). Weiterführende Auswertungsthemen und -fragestellungen werden fortlaufend auf Grundlage des BZE-LW-Datensatzes am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz und in Kooperation mit anderen Einrichtungen erarbeitet. Nicht alle zentralen Fragestellungen zum Einfluss von Landnutzung und Flächenbewirtschaftung auf den C_{org}-Vorrat im Boden können auf der Basis des rasterbasierten (s. Kapitel 2.2.1) Datensatzes der BZE-LW beantwortet werden. Daher wurden parallel gezielte Begleituntersuchungen, die ebenfalls in diesem Bericht beschrieben werden (s. Kapitel 2.6, 2.7), durchgeführt.

Sowohl die Koordination als auch die Durchführung und Auswertung der BZE-LW waren zentral am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz angesiedelt. Die BZE-LW war in sechs Arbeitsbereiche strukturiert (Abbildung 2-1). Für jeden der Bereiche wurde ein Qualitätsmanagementsystem ausgearbeitet und angewendet.

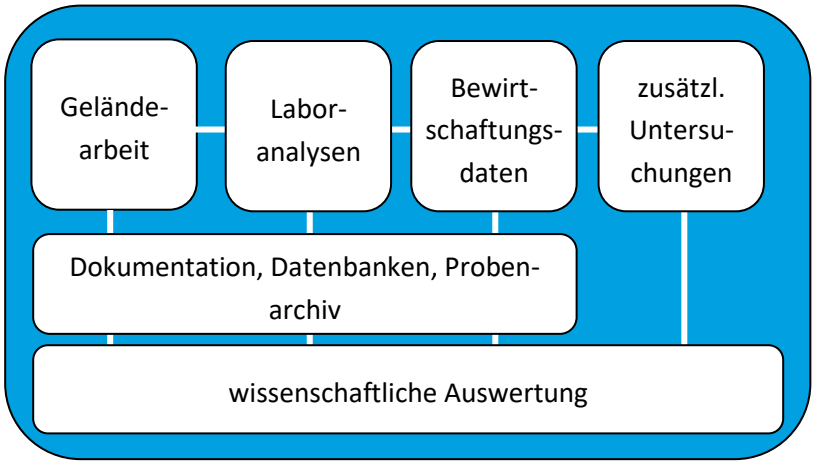


Abbildung 2-1: Arbeitsbereiche der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz

2.2 Geländearbeit

2.2.1 Standortauswahl

Die BZE-LW erfolgte als systematische, standardisierte Stichprobenerhebung in einem deutschlandweiten 8 x 8 km Raster. Diese Rasterweite entspricht der BZE in Wäldern (BZE-Wald I & II). Der Ausgangspunkt (Beprobungspunkt Nr. 1) dieses Rasters ist deckungsgleich mit einem Beprobungspunkt aus der europäischen LUCAS-Erhebung (*Land use/cover area frame statistical survey*)-Erhebung (Europäische Kommission 2018). Es wurden nur landwirtschaftliche Nutzflächen beprobt (Nutzungstypen: Acker inkl. Grünlandwechselwirtschaft, Dauergrünland und Sonderkulturen; s. Kapitel 2.5.1). Nach Validierung und Bereinigung des Ursprungsrasters ergaben sich 3104 Standorte zur Probenahme (Tabelle 2-1, Karte 2-1).

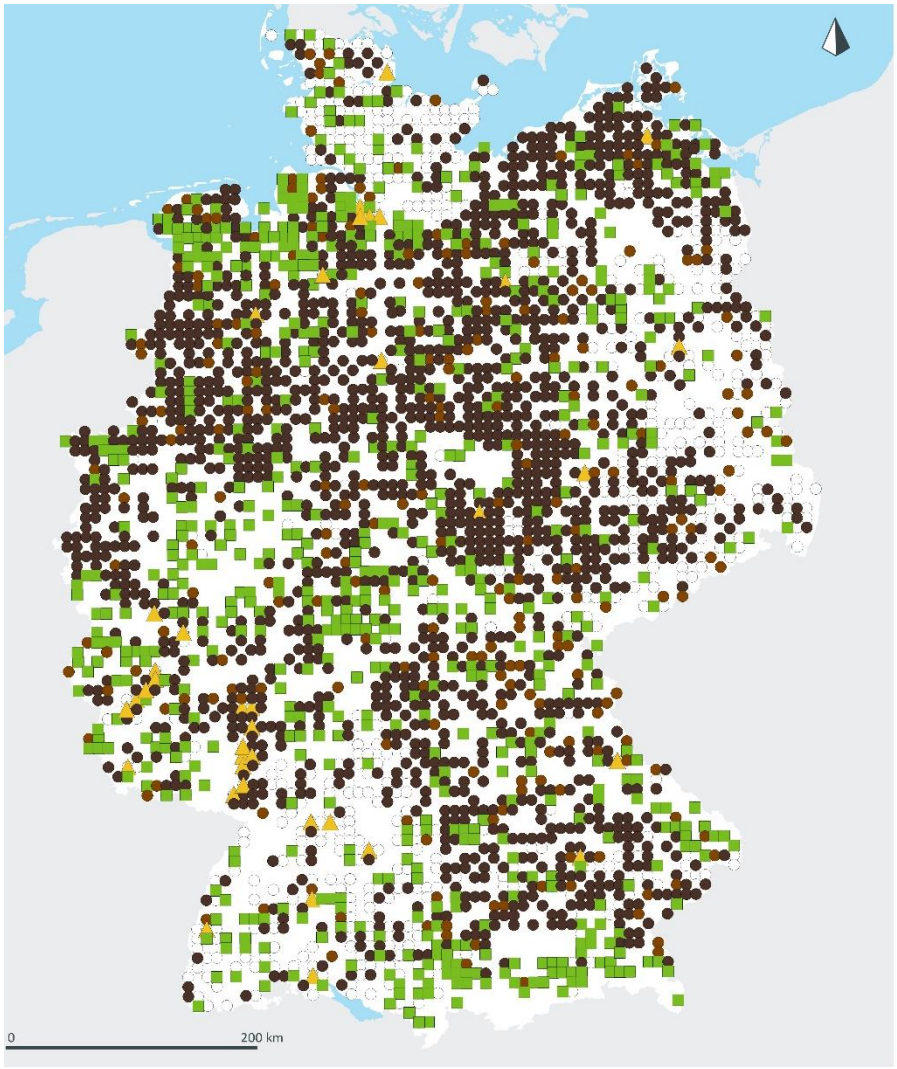
Ausgehend von dem Probenahmeraster wurden Eigentümer und Pächter recherchiert, kontaktiert und um Zustimmung zur Teilnahme an der BZE-LW gebeten. Die Teilnahme der Landwirte an der BZE-LW war freiwillig. Die Kontaktaufnahme zu den Landwirten, ihre Information und Einbeziehung in die Datenerhebung erfolgte über ein Mitarbeiterteam des Thünen-Instituts für Agrarklimaschutz. Auch der Deutsche Bauernverband wurde vorab über die BZW-LW informiert. Die Landwirte waren aktiv an der Datenerhebung beteiligt und stellten Informationen zu Betriebsstruktur und Flächenbewirtschaftung zur Verfügung (s. Kapitel 2.3). Die teilnehmenden Landwirte erhielten eine Aufwandsentschädigung und die Ergebnisse der jeweiligen Geländeaufnahme und der Laboranalysen als Bericht. Die Flächen wurden nur nach schriftlicher Zustimmung der Nutzer (Eigentümer oder Pächter) betreten und beprobt.

Tabelle 2-1: Anzahl der Beprobungspunkte pro Bundesland in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Bundesland	Anzahl Beprobungspunkte beprobt
Baden-Württemberg	269
Bayern	559
Berlin	4
Brandenburg	227
Bremen	2
Hamburg	4
Hessen	161
Mecklenburg-Vorpommern	233
Niedersachsen	491
Nordrhein-Westfalen	286
Rheinland-Pfalz	150
Saarland	18
Sachsen	161
Sachsen-Anhalt	208
Schleswig-Holstein	177
Thüringen	154
Summe	3104

Vor der Beprobung wurde ermittelt, ob Installationen oder Trassen (z. B. Wärmeleitungen, Stromkabel) im zu beprobenden Schlag lagen und ob Naturschutzbelange oder möglicherweise verbliebene Kampfmittel berücksichtigt werden mussten; erforderliche Genehmigungen für die Probenahme wurden eingeholt. Bei ausbleibender Zustimmung durch den Landwirt oder anderer einschränkender Gegebenheiten (Leitungen, Kampfmittelfunde) wurde von dem 8 x 8 km Raster abgewichen und eine alternative Fläche mit gleicher Nutzungsart gesucht; zunächst in einem Suchradius von 400 m Entfernung zum Originalrasterpunkt.

Karte 2-1: Beprobte (n = 3104) und in diesem Bericht ausgewertete (n = 2631; Stand Mai 2018) Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft dargestellt im 8 x 8 km Raster und mit zugehöriger aktueller Landnutzungsart



THÜNEN

Aktuelle Landnutzungsart

der Standorte aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Stand Mai 2018

- Acker
- Grünlandwechselwirtschaft
- Dauergrünland
- Sonderkultur
- beprobt, Nutzungsart noch nicht bekannt

2.2.2 Standortaufnahme und Bodenprobenahme

Standortaufnahme und Bodenprobenahme erfolgte ausschließlich durch erfahrene Bodenkartierer und weitere Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen des Thünen-Institutes für Agrarklimaschutz. Die Probenahme auf Flächen unter Ackernutzung wurden überwiegend außerhalb der Vegetationsperiode im Herbst nach der Ernte, im Winter sowie im zeitigen Frühjahr durchgeführt. Standorte unter Dauergrünlandnutzung wurden ganzjährig beprobt. Jeder Beprobungspunkt wurde im Gelände mittels eines Differential-GPS (GS05, Leica, München) eingemessen. Die erhobenen X- und Y-Koordinaten hatten eine Ungenauigkeit von maximal 30 cm.

Zur bodenkundlichen Ansprache und Probenentnahme wurde mit Schaufel, Spaten und Hacke eine Profilgrube von etwa 1 m^3 ausgehoben. Die bodenkundliche Ansprache erfolgte an der Nordseite des Bodenprofils bis in 1 m Tiefe. Von 1 m bis maximal 2 m Tiefe erfolge die Ansprache mittels Bohrstockprobe. Die Standort- und Bodenansprache erfolgte nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5; Ad-hoc-AG Boden 2005). Folgende Informationen wurden erhoben:

- standortbezogen:
  - Relief, Witterung bei Beprobung, anthropogene Veränderungen (z. B. Ent- und Bewässerungsmaßnahmen, Umbruch, Erosionsschutz), Bodentyp (Subtyp, Varietät), Grundwasserstand bei Probenahme, Grundwasserstufe (Tabelle A1)
  - Nutzungsart, aktuelle Vegetation, Bewirtschaftungszustand, Deckungsgrad der Streu
  - nur für Moorböden: Moormächtigkeit (gesamter Moorkörper bis zum Mineralboden inklusive mineralischer Deck- und Zwischenschichten sowie Mudden), Torfmächtigkeit (Summe aller organischen Horizonte mit einem C_{org}-Gehalt > 87 g kg^{-1}, exklusive unterliegenden Mudden und stark humosen Marschüberdeckungen)
- horizontbezogen:
  - Horizontgrenzen, -bezeichnung, pedogene Merkmale (z. B. Verwitterung, Verbraunung), Ausgangsmaterial, Vorhandensein von Substratinhomogenität (z. B. Holzkohle, Kalkausfällungen), Stratigraphie
  - Bodenart, Gefügeform, Vorkommen von Hohlräumen (Risse, Röhren), Lagerungsdichte, Grobbodenanteil, Bodenfarbe, Humusgehalt, Carbonatgehalt, Vorkommen von oxidativen/reduktiven Hydromorphiemerkmalen, Feuchtestufe, Zersetzungsstufe (Moorböden), Durchwurzelungsintensität

Die Probenentnahme erfolgte in den Tiefenstufen 0-10, 10-30, 30-50, 50-70, 70-100 cm. Entsprach die Horizontierung des Bodenprofils nicht diesen Tiefenstufen, wurden zusätzlich horizontexakte Proben entnommen (Abbildung 2-2). Dies erfolgte jedoch nur wenn Tiefenstufengrenzen und Horizontgrenzen um > 4 cm voneinander abwichen. Lag der Humusgehalt der letzten Tiefenstufe bei h ≥ 3 (Definition laut KA5 (Ad-hoc-AG Boden 2005); z. B. tiefgründige Moorböden, Kolluvisole), erfolgte eine zusätzliche Probenahme unterhalb des gegrabenen Bodenprofils bis in 2 m Tiefe mittels Rammkernsondierung. Moormächtigkeiten tiefer als 2 m wur-

den mittels Moorklappsonde ermittelt. Es wurden jeweils gestörte Mischprobenproben (500-1000 g) aus den einzelnen Tiefenstufen für die Analyse der chemischen Bodenkenngrößen (z. B. C_{org}-Gehalt) sowie volumengerechte Proben für die Bestimmung der physikalischen Kenngrößen (z. B. Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD_{FB}); s. Kapitel 2.4.2) entnommen (Abbildung 2-4a). Lag der Grobbodenanteil in der jeweiligen Tiefenstufe > 5 %, wurde zusätzlich eine Spatenprobe zur Erfassung des Grobbodenanteils im Labor entnommen bzw. alternativ ein Schätzwert vor Ort ermittelt (Tabelle 2-2). War eine volumengerechte Probenahme mit Stechzylindern nicht möglich, wurden die volumengerechten Proben mittels Rammkernsondierung unmittelbar hinter der Profilwand entnommen (Tabelle 2-2). Die Profilwand sowie das Gelände wurden fotografisch dokumentiert. Wies die Mineralzusammensetzung des Grobbodens eine Dichte auf, die deutlich vom Mittelwert für Quarz (2,65 g cm^{-3}) abwich (z. B. Tuffe, schwermineralreiche Gesteine), wurden zusätzlich Proben für die Ermittlung der Kornrohdichte (s. Kapitel 2.4.2) entnommen.

Für die Bewertung der kleinräumigen Variabilität des C_{org}-Vorrates wurden in 10 m Entfernung zur Profilgrube in allen acht Haupt- und Nebenhimmelsrichtungen Bohrkerne mittels Rammkernsonden entnommen (Abbildung 2-3, Abbildung 2-4b). Die beprobten Tiefenstufen waren ebenfalls 0-10, 10-30, 30-50, 50-70, 70-100 cm; mögliche Stauchungen und Streckungen des Bohrkerns wurden mittels Vergleich der Bohrlochtiefe und der Kernlänge erfasst, bei der Teilung des Kerns direkt berücksichtigt und metrisch linear auf die Tiefenstufen aufgeteilt. Mit einem Messer wurde der Bohrkern unter Berücksichtigung der Stauchungs- und Streckungskorrektur in die Tiefenstufen zerteilt und diese einzelnen Abschnitte vollständig und volumengerecht als Probe gehandhabt (Abbildung 2-4c).

Alle Bodenproben wurden mit einem Probenahmebegleitschein versehen und dem Labor übergeben (s. Kapitel 2.4).

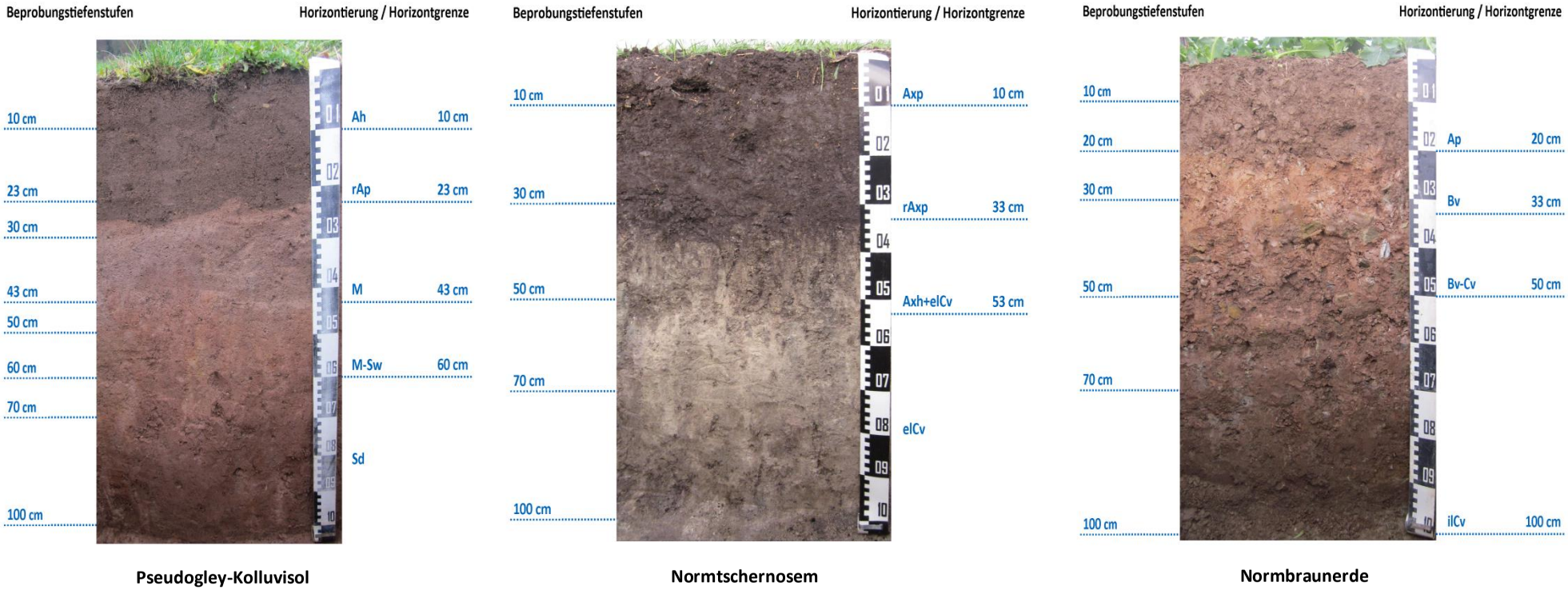


Abbildung 2-2: Beispiele von Tiefenstufen- und horizontspezifischer Entnahme von Bodenproben an der Profilwand verschiedener Bodentypen in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Tabelle 2-2: Verfahren zur Entnahme volumengerechter Bodenproben und zur Ermittlung der Grobbodenfraktion (Masse-% bzw. Vol-%) zur Ermittlung von Trockenrohdichte und Feinbodenvorrat sowie Anzahl (n) der nach den Verfahren entnommenen Bodenproben in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Verfahren	Probenahmebedingungen		Anzahl x Volumen Stechzylinder	Spatenprobe für Messwert Grobbodenfraktion (Masse-%)	Schätzwert bei Kartierung für Grobbodenfraktion (Vol-%)	Rammkernsondierung für Volumenbezug und Messwert Grobbodenfraktion (Masse-%)	n
	Grobbodenanteil	Korngröße des Grobbodens					
<u>Profilgrube</u>							
1	< 5 %	< 20 mm	2 x 250 cm^3				7989
2	< 5 %	Anteile > 20 mm	2 x 250 cm^3		für > 20 mm		3470
3	> 5 %	< 63 mm	5 x 100 cm^3 od. 2 x 250 cm^3	für 2-63 mm			1142
4	> 5 %	Anteile > 63 mm	5 x 100 cm^3 od. 2 x 250 cm^3	für 2-63 mm	für > 63 mm		1077
5	> 5 %	< 63 mm nur Ministechzylinder möglich	10 x 5 cm^3	für 2-63 mm			44
6	> 5 %	Anteile > 63 mm nur Ministechzylinder möglich	10 x 5 cm^3	für 2-63 mm	für > 63 mm		109
7	> 5 %	nicht relevant Stechzylinderentnahme nicht möglich			für > 63 mm	für 2-63 mm	474
<u>Bohrkerne zur Bewertung der kleinräumigen Variabilität</u>							
8						für > 2 mm	
<u>Profilgrube & Bohrkern</u>							
9							37

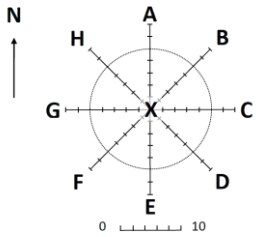


Abbildung 2-3: Lage der Bohrkernentnahme mittels Rammkernsonde (A-H) zur Profilgrube (X) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Abbildung 2-4: Bodenprobenahme der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft: (a) Stechzylinderentnahme in der Profilgrube, (b) Bohrkernentnahme mittels Rammkernsondierung, (c) Zerteilung des Bohrkernes mit Berücksichtigung von Stauchungen und Streckungen

Zur Qualitätssicherung der Kartierergebnisse wurden die Kartierbelege auf Vollständigkeit, inhaltliche Plausibilität insbesondere bei voneinander abhängigen Parametern (z. B. Horizontbezeichnung, Bodentyp) abgeglichen und gegebenenfalls korrigiert. Im zweiten Schritt erfolgte ein Abgleich mit den Laborergebnissen (z. B. Carbonatgehaltsstufe, Humusgehaltsstufe, Bodenart) und gegebenenfalls eine Korrektur. Während der gesamten Geländearbeitsphase fanden regelmäßige gemeinsame Eichungen und Vergleiche der Arbeitsabläufe der Kartierer statt, um einen systematischen Einfluss der persönlichen Arbeitsweise der Kartierer bei der Standortaufnahme geringstmöglich zu halten. Dabei zeigte ein Kartierervergleich anhand zweier Vergleichsprofilbeschreibungen und Probenahmen vom gleichen Bodenprofil sehr gute Übereinstimmung bei den erhobenen Parametern und der Festlegung der Horizontierung und des Bodentyps. Bei den über die Stechzylinder ermittelten Trockenrohdichten kam es lediglich in der obersten Tiefenstufe (bedingt durch Bodenbearbeitung) zu deutlicheren Abweichungen (Variationskoeffizienten 0-10 cm: 12 %, 10-30 cm: 2 %, 30-50 cm: 2 %, 50-70 cm: 3 %, 70-100 cm: 4 %). Die Variationskoeffizienten des Kartierervergleichs überstiegen nicht die der kleinräumigen Variabilität im Feld (s. a. Kapitel 3.2.8). Vor Beginn der Probenahmekampagne wurden umfangreiche Testprobenahmen mit unterschiedlichen Stechzylindern und Rammkernsonden durchgeführt und verglichen. Bei der

volumengerechten Beprobung an der Profilwand erwiesen sich, je nach Grobbodenanteil, Stechzylinder mit Volumina von 250, 100 und 5 cm^3 als am geeignetsten. Bei der Auswahl des Verfahrens für die Bohrkernentnahme schnitt die Rammkernsonde mit Schlauchkern mit einem Innendurchmesser von 6 cm am günstigsten ab (Walter et al. 2016).

2.3 Flächenbewirtschaftung und Betriebsstruktur

Nutzungs- und bewirtschaftungsabhängige Einflussgrößen auf den C_{org}-Vorrat im Boden, wurden über einen Fragebogen, den die Bewirtschafter der beprobten Flächen ausfüllten, abgefragt. Soweit möglich, wurden Angaben zur Bewirtschaftung der beprobten Fläche über die letzten 10 Jahre vor der Beprobung sowie die Betriebsstruktur erfasst.

Erfasste Parameter bezüglich der beprobten Fläche:

- Kulturart und Ertrag des Haupternteproduktes (dt Frischmasse (FM) ha^{-1}) und Management der Erntereste (Abfuhr oder Verbleib) bei Ackernutzung,
- Kulturart und Verwendungszweck (Futter- bzw. Energiepflanze oder Gründüngung) von Neben- oder Zwischenfrüchten (falls angebaut) bei Ackernutzung,
- Ertrag (dt Trockenmasse (TM) ha^{-1}), Angaben über Anteil an Leguminosen (%), Anzahl an Schnitten pro Jahr, bei Dauergrünlandnutzung (Wiesen, Weiden, Mähweiden),
- Information zu Neuansaat mit oder ohne Umbruch bei Dauergrünlandnutzung,
- Großvieheinheiten pro ha auf Weiden, Mähweiden,
- Kalkung (dt CaO ha^{-1}), Bodenbearbeitung (wendend, wühlend, lockernd), Bearbeitungstiefe, Saatmethode (konventionell, Direktsaat, Schlitzsaat, Mulchsaat),
- Menge und Art mineralischer Stickstoffdünger (kg N ha^{-1}), organischer Wirtschaftsdünger (Gülle, Mist, Jauche spezifisch nach Tierart sowie Biogasgärreste und sonstige organische Stoffe; dt FM ha^{-1} bzw. m^3 ha^{-1}),
- Durchführung meliorativer Maßnahmen (Be- und Entwässerung, Tiefenumbruch, -pflügen, Krumenbasislockerung/-vertiefung, Vorhandensein von Leitungen/Drainagen),
- Landnutzungshistorie.

Erfasste Parameter bezüglich der Betriebsstruktur:

- Flächenausstattung und Kulturartanbau im aktuellen Kalenderjahr,
- Anfall, Zukauf und Verkauf von organischen Materialien,
- Anzahl und Art der gehaltenen Tiere sowie Haltungsart und Anzahl der Weidetage,
- ggf. ökologische Bewirtschaftungsweise.

Plausibilitätskontrollen wurden z. B. zur Höhe der angegebenen Erträge durchgeführt. Ferner wurden die Angaben mit denen auf den Kartierbelegen (z. B. angebaute Kulturart) abgeglichen.

2.4 Laboranalysen und Berechnungen von Kenngrößen

Mit Stand von Mai 2018 waren 141.722 Bodenproben im Labor eingegangen, davon 16.925 Proben für die chemischen Analysen, 16.273 volumengerechte Stechzylinderproben, 613 volumengerechte Sondierungen und 2.883 Spatenproben. Des weiteren waren es 266 Proben, die unterhalb von 100 cm Beprobungstiefe entnommen wurden. Das höchste Aufkommen mit 105.028 Proben stellten die jeweils 40 Proben aus den acht Bohrkernen pro Standort, die mittels Rammkernsondierung entnommen wurden, dar.

Alle Daten zu einer Bodenprobe wurden über ein Laborinformationsmanagementsystem (LIMS) aufgenommen. Die Datenerfassung begann mit dem Einscannen der mittels Barcode versehenen Probe und endete mit der Rückwaage der Rückstellprobe für den Endverbleib im Lager (Abbildung 2-5). Bereits bei der Probenannahme wurde die Anzahl und Richtigkeit der genommenen Proben zwischen LIMS- und Datenbank der Geländearbeiten geprüft.

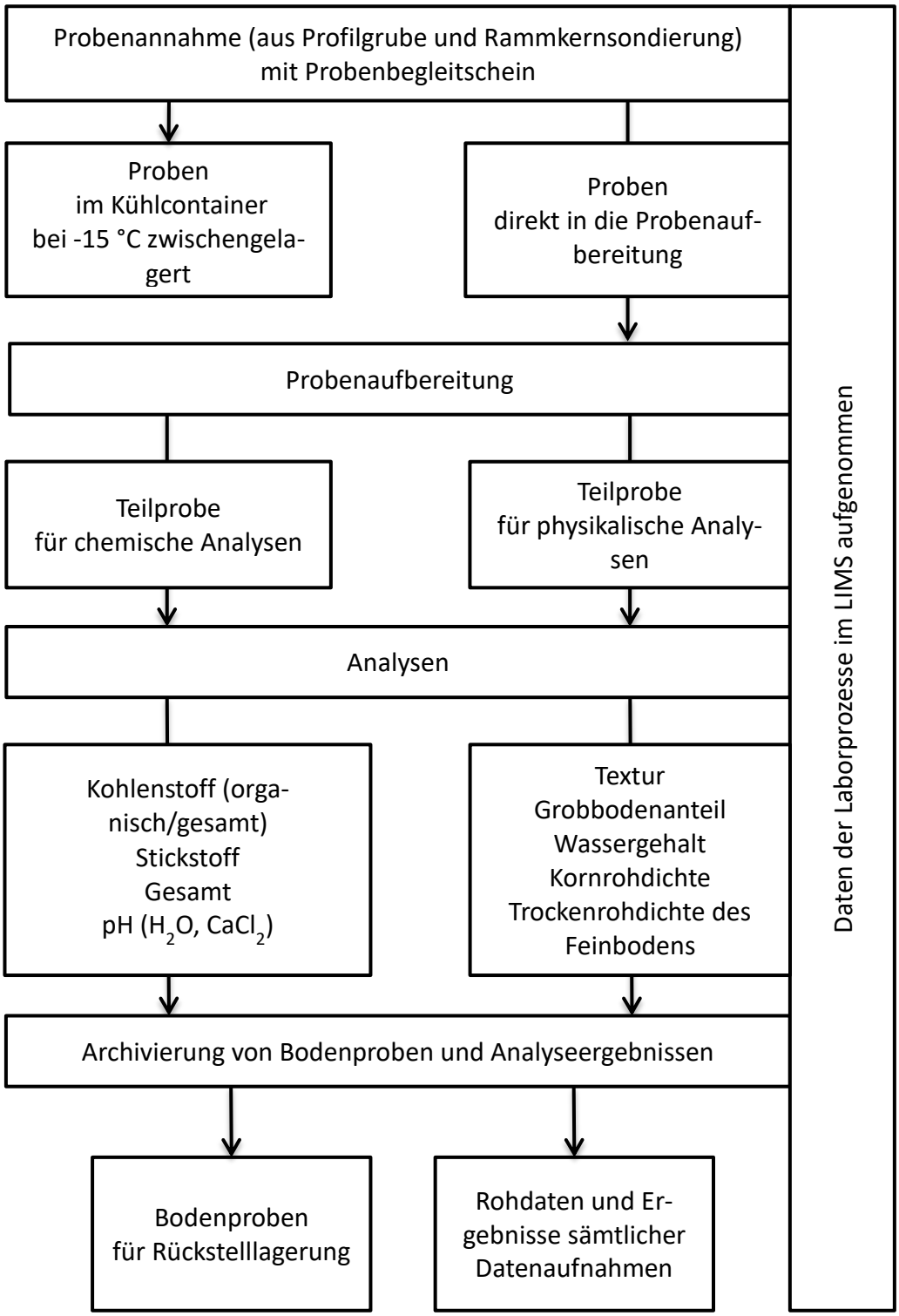


Abbildung 2-5: Ablauf und Struktur der Laboranalysen in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; LIMS = Laborinformationsmanagementsystem

2.4.1 Probenaufbereitung

Die Arbeitsschritte in der Probenaufbereitung waren für die drei Probenarten (Proben zur chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Analyse) weitgehend identisch. Im Falle der chemisch-physikalischen und physikalischen Proben kam die quantitative Bestimmung der Bodenmassen, Wurzelmassen und die Ein- und Auswaage zur Wassermengenbestimmung hinzu (Abbildung 2-6). Die Trocknung der Bodenproben zur chemischen Analyse, sämtliche Bohrkerne (chemisch-physikalische Analyse) erfolgte bei 40 °C, wobei ein zusätzliches Aliquot von 40 g der Proben aus den Bohrkernen bei 105 °C getrocknet wurde. Proben, die im Rahmen der Standortaufnahme als Proben aus kohlenstoffreichen Horizonten (Humusgehaltsklasse ≥ h6 bzw. C_{org}-Gehalt ≥ 87 g kg^{-1}) eingestuft wurden, wurden bei 60 °C und Proben zur Bestimmung der Trockenrohdichte (physikalische Analyse) bei 105 °C getrocknet. Proben mit hohem Ton- und Carbonatgehalt wurden nach DIN ISO 16720:2005 (Vorbehandlung von Proben durch Gefriertrocknung) aufbereitet. Hierbei wurde der Feinboden zur Bestimmung der Trockenrohdichte bei 105 °C nachgetrocknet (Abbildung 2-6). Die Trocknung der Proben erfolgte bis zu deren Erreichen der Gewichtskonstanz.

In Anlehnung an DIN ISO 11464:1994 wurden die getrockneten Proben < 2 mm (Feinboden) gesiebt. Die Grobwurzeln und der Grobboden (≥ 2 mm) wurden per Hand separiert und im Falle von Proben für die chemisch-physikalisch bzw. physikalische Analyse zurückgewogen. Der getrocknete und gesiebte Feinboden für die chemische Analyse wurde manuell gemischt mit einem Laborlöffel. Die anschließend entnommenen zwei Teilproben (ca. 30 g) dienten der Texturbestimmung sowie der Bestimmung von bodenchemischen Kenngrößen (pH-Wert, C_{org}-Gehalt etc.).

2.4.2 Bodenphysikalische und -chemische Analysen

Sämtliche Bodenanalysen wurden nach normierten bzw. angepassten Standardverfahren durchgeführt (Tabelle 2-3). Für die zahlreichen Proben aus den Bohrkernen, die mittels Rammkernsondierung entnommen wurden (s. Kapitel 2.2.2), war das Analyseprogramm eingeschränkt (Tabelle 2-3).

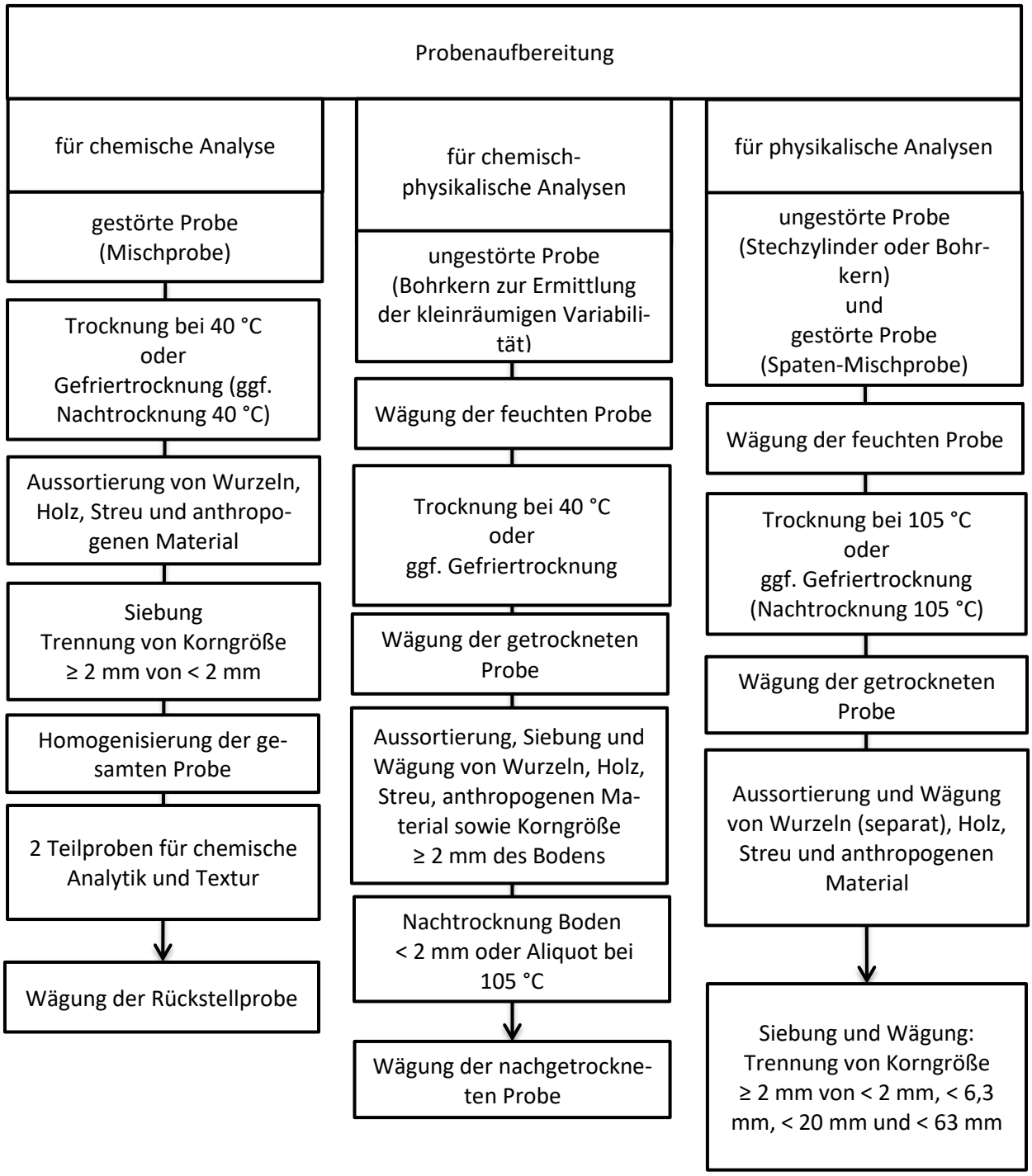


Abbildung 2-6: Ablauf der Aufbereitung von gestörten Misch- (chemische Analyse) und ungestörten Stechzylinder- bzw. Bohrkernproben (physikalische Analyse) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Tabelle 2-3: Physikalische und -chemische Bodenzustandsgrößen analysiert an den Bodenproben aller Tiefenstufen und Horizonte aus Profilgruben und Bohrkernen der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; C = Kohlenstoff, N = Stickstoff

Kenngröße	Einheit	Norm	Proben aus Profilgrube	Bohrkerne mittels Rammkernsondierung[§]
Grobboden- (≥ 2 mm), Wurzelmasse	Masse-%	HFA A2.8, verändert	Stechzylinder/Mischprobe	Kernabschnitt
Trockenrohdichte des Feinbodens	g cm^{-3}	HFA A2.8, verändert	Stechzylinder	Kernabschnitt
spezifische Kornrohdichte ≥ 2 mm	g cm^{-3}	DIN ISO 11508	Mischprobe[$]	
Textur*	Masse-%	DIN ISO 11277	Mischprobe	
pH-Wert (H_2O)	mol L^{-1}	DIN ISO 10390, verändert	Mischprobe	
pH-Wert ($CaCl_2$)	mol L^{-1}	DIN ISO 10390, verändert	Mischprobe	
Gesamt-C	g kg^{-1}	DIN ISO 10694:1995	Mischprobe	Kernabschnitt
Gesamt-N	g kg^{-1}	DIN EN 16168:2012	Mischprobe	Kernabschnitt[§]
organischer C	g kg^{-1}	DIN ISO 10694:1995	Mischprobe	Kernabschnitt
anorganischer C	g kg^{-1}	DIN 19539 modifiziert	Mischprobe	Kernabschnitt
Nahinfrarotspektren			Mischprobe	

*mit Stand Mai 2018 war die Textur für 15.243 von 16.925 Proben aus dem hier berichteten Datensatz analysiert

[§]mit Stand Mai 2018 waren die Analysen von 33.807 Proben aus 6.890 Bohrkernen (entspricht 863 Beprobungspunkte), die mittels Rammkernsondierung entnommen wurden, abgeschlossen

[$]nur an ausgewählten Beprobungspunkten analysiert

Trockenrohdichte des Feinbodens

Die Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD_{FB}) ist neben dem C_{org}-Gehalt die entscheidende Größe zur Bestimmung des C_{org}-Vorrates, da sie zur Ermittlung des Feinbodenvorrates dient (s. Kapitel 2.4.3). Sie ist der Quotient aus der Masse an natürlich gelagertem, trockenem Boden abzüglich Masse von Wurzeln und Grobboden ≥ 2 mm, welche im Rahmen der Probenaufbereitung für jede Bodenprobe bestimmt wurden (Abbildung 2-6), pro einem definierten Volumen. Die Bestimmung der TRD_{FB} für mineralische Böden erfolgte differenziert nach dem standortabhängigen Probenahmeverfahren (Tabelle 2-2), bei dem – je nach Bedingung – Stechzylinder mit unterschiedlicher Größe, Spatenprobe, Rammkernsondierung oder in seltenen Fällen eine indirekte Bestimmung mittels Pedotransferfunktion zum Einsatz kamen. Bei der Probenaufbereitung von extrem kohlenstoffreichen Bodenproben (C_{org}-Gehalt von ≥ 200 g kg^{-1}) konnte die Wurzelmasse nicht in allen Fällen eindeutig von der organischen Substanz, z. B. zerfaserte Torfreste, visuell getrennt werden. Daher wurde für diese Proben die TRD_{FB} gleichgesetzt mit der Trockenrohdichte des gesamten Bodens.

Die TRD_{FB} (g cm^{-3}) für nach Verfahren 1-6 (Stechzylinder verschiedener Größen; Tabelle 2-2) entnommenen Bodenproben wurde nach Formel [1] berechnet:

$$TRD_{FB} = \frac{M_{ges-ST} - M_{GB-ST} - M_{W-ST} - BW_{GT-ST}}{V_{ges-ST} - \frac{M_{GB-ST}}{D_{GB}} - \frac{M_{W-ST}}{D_W}} \quad [1]$$

hierbei ist $M_{ges\text{-}ST}$ die TM des gesamten Bodens im Stechzylinder (ST) (g), $M_{GB\text{-}ST}$ die TM des Grobbodens (≥ 2 mm) im Stechzylinder (g), $M_{W\text{-}ST}$ die TM der Wurzeln im Stechzylinder (g), $BW_{GT\text{-}ST}$ das Restwasser des Bodens nach Nachtrocknung der Stechzylinderprobe bei 105 °C nach Gefriertrocknung (wenn erfolgt; g), $V_{ges\text{-}ST}$ das Volumen des Stechzylinders (cm^{-3}), D_{GB} die spezifische Kornrohdichte des Grobbodens (g cm^{-3}; s. u.) und D_W die Dichte der Wurzelmasse (1,0 g cm^{-3}; Rowell 1994).

Die TRD_{FB} (g cm^{-3}) für nach Verfahren 7 (Bohrkernabschnitte; Tabelle 2-2) entnommenen Bodenproben wurde nach Formel [2] berechnet:

$$TRD_{FB} = \frac{M_{ges-SO} - M_{GB-SO} - M_{W-SO} - BW_{GT-SO}}{V_{ges-SO} - \frac{M_{GB-SO}}{D_{GB}} - \frac{M_{W-SO}}{D_W}} \quad [2]$$

hierbei ist $M_{ges\text{-}SO}$ die TM des gesamten Bodens aus dem Bohrkern der Rammkernsondierung (SO) (g), $M_{GB\text{-}SO}$ die TM des Grobbodens (≥ 2 mm) aus dem Bohrkern (g), $M_{W\text{-}SO}$ die TM der Wurzeln aus dem Bohrkern der Rammkernsondierung (g), $BW_{GT\text{-}SO}$ das Restwasser des Bodens nach Nachtrocknung des Bohrkerns der Rammkernsondierung bei 105 °C nach Gefriertrocknung (wenn erfolgt; g), $V_{ges\text{-}SO}$ das Volumen der Rammkernsonde spezifisch für den beprobten Horizont bzw. Tiefenstufenabschnitt (cm^{-3}), D_{GB} die spezifische Kornrohdichte des Grobbodens (g cm^{-3}; s. u.) und D_W die Dichte der Wurzelmasse (1,0 g cm^{-3}; Rowell 1994).

Die TRD_{FB} (g cm^{-3}) im Falle von nach Verfahren 8 entnommenen Bodenproben (Bohrkerne aus Rammkernsondierung zur Ermittlung der kleinräumigen Variabilität; Tabelle 2-2) wurde Formel [3] angewendet:

$$TRD_{FB} = \frac{M_{ges-SO} - M_{GB+W-SO}}{V_{ges-SO} - \frac{M_{GB+W}}{D_{GB}}} \quad [3]$$

hierbei ist M_{ges-SO} die TM des gesamten Bodens im Bohrkern der Rammkernsondierung (SO) bei 40 °C getrocknet bzw. gefriergetrocknet (wenn erfolgt) (g), $M_{GB+W-SO}$ die TM von Grobboden (≥ 2 mm) und Wurzeln, die im Bohrkern der Rammkernsondierung gemeinsam in Summe bestimmt (Abbildung 2-6) bestimmt wurden (g), V_{ges-SO} das Volumen der Rammkernsonde spezifisch für den beprobten Horizont bzw. Tiefenstufenabschnitt (cm^{-3}), D_{GB} die spezifische Kornrohdichte des Grobbodens (g cm^{-3}; s. u.); die Dichte der Wurzelmasse wurde aufgrund der zu vernachlässigbar geringen Wurzelmasse und der gemeinsamen Bestimmung von Grobboden- und Wurzelmasse nicht einbezogen.

Für Beprobungspunkte, an denen weder Stechzylinder noch Spatenproben noch Rammkernsondierungen zum Einsatz kommen konnten (Verfahren 9; Tabelle 2-2), wurde die TRD_{FB} über eine Transferfunktion nach Renger et al. (2009), modifiziert um den Humusgehalt, abgeschätzt (Formel 4):

TRD_{FB} (g cm^{-3}) = Lagerungsdichte (g cm^{-3}) - 0,005 * Ton (%) - 0,001 * Schluff (%) - Humusfaktor [4]

Die effektive Lagerungsdichte wurde im Rahmen der Standortaufnahme erhoben (Klasse 1-5 nach Ad-hoc-AG Boden, 2005). Für diese Klassen wurde in der Transferfunktion der Mittelwert der in Renger et al. (2009) definierten Lagerungsdichte-Intervalle zugeordnet: Klasse 1 = 1,20, Klasse 2 = 1,43, Klasse 3 = 1,70, Klasse 4 = 1,86 und Klasse 5 = 2,05 (g cm^{-3}). Da die Unsicherheit der Schätzung der TRD_{FB} mit dem Humusgehalt des Bodens steigt, wurden nach Renger et al. (2009) folgende Humusfaktoren zur Korrektur eingesetzt: Bei einem Humusgehalt 1 - < 6 % wird die TRD_{FB} um 0,04 g cm^{-3} pro Prozentpunkt Humusgehalt minimiert; bei einem Humusgehalt von 6 - 15 % um 0,03 g cm^{-3}. Hierbei war der Humusgehalt der gemessene C_{org}-Gehalt (%) x 1,724.

Grobbodenanteil

Der Grobbodenanteil (Vol.-%) wurde hergeleitet aus den verschiedenen Mess- und Schätzwerten bezüglich des Grobbodengehaltes (Tabelle 2-2) und in Anlehnung an die entsprechenden Formeln zur Ermittlung des FBV (s. a. Kapitel 2.4.3) errechnet. Für die Auswertungen in der BZE-LW wurde angenommen, dass Grobboden weder C_{org} noch N_t speichert. Dies ist eine Vereinfachung (Corti et al. 2002). Jedoch wäre die routinemäßige Messung von C_{org}- und N_t-Gehalten in der Grobbodenfraktion mit hohem finanziellem Mehraufwand verbunden. Die damit verbundenen Kosten stünden in keinem Verhältnis zum möglichen Informationsgewinn. Bei der Bestimmung des C_{org}-Vorrates im Feinboden besteht in der Quantifizierung des Grobbodenanteils die größte Unsicherheit (Penman et al. 2003). Die Unsicherheit steigt je höher der Grobbodenanteil und dessen

Äquivalenzdurchmesser sind. Bei großen Grobbodenfraktionen (Steine, Blöcke) kann der Grobbodenanteil meist nicht gemessen sondern nur geschätzt werden. Im Rahmen der BZE-LW wurde der Grobbodenanteil nach Wolff et al. (2006) quantifiziert. Es handelt sich dabei um ein aufwendiges aber empfohlenes Verfahren zur Bestimmung des Grobbodenanteils (Gutachterausschuss Forstliche Analytik 2014).

Spezifische Kornrohdichte des Grobbodens

Die spezifische Kornrohdichte wurde benötigt, um bei der Berechnung der TRD_{FB} und des FBV den Volumenbezug (Divisor) um das Volumen des in der Probe bzw. im Bodenprofil vorhandenen Grobbodens zu korrigieren. Da die Grobbodenfraktion bei nach Verfahren 1-6 entnommenen Bodenproben (Tabelle 2-2) in Masse-% bestimmt wurde, wurde diese mit Hilfe der spezifischen Kornrohdichte in Vol-% umgerechnet. Die Kornrohdichte ist mineralspezifisch und liegt meist bei 2,65 g cm^{-3} (spezifische Dichte von Quarz). Wurde im Rahmen der Standortaufnahme festgestellt, dass Minerale mit geringerer oder höherer Dichte (z. B. Bimsstein 1,5 g cm^{-3}, Baryt 4,5 g cm^{-3}) vorlagen, wurden separate Proben für eine Kornrohdichteanalyse entnommen. Solche Nachmessungen erfolgten für 1,7 % der Beprobungspunkte. Nach Reinigung und Trocknung wurde die spezifische Kornrohdichte mittels Analysenwaage (Cubis, Wägegenauigkeit 0,1 mg, SARTORIUS, Göttingen) mit Dichtebestimmungsset (YDK01, SARTORIUS, Göttingen) und integriertem Dichteprogramm bestimmt. Die Berechnung erfolgte nach DIN ISO 11508. Zur Qualitätssicherung wurde ein Gesteinsstandard (Gesteinsprobe mit definierter Dichte der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover) mitgemessen.

Textur

Für die Bestimmung des Gehaltes von Sand, Schluff und Ton im Feinboden mineralischer Böden sowie in mineralischen Beimengungen und Überdeckungen von Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden wurden 10-30 g getrockneter Feinboden eingewogen. Standardmäßig wurde an allen Proben eine Humuszerstörung mit 30 %-igem Wasserstoffperoxid durchgeführt. Eine Carbonatzerstörung fand bei Proben mit Gehalten zwischen 2 und < 50 Masse-% ($Ca\text{-}O_3$-Äquivalent nach Messung s. u.) statt. Auf die optionale Zerstörung der Eisen- und Manganoxide und -Hydroxide bzw. Gips nach DIN ISO 11277 wurde verzichtet, um eine Vergleichbarkeit der Daten mit denen der Bodenzustandserhebung Wald zu gewährleisten. Zudem wurde der Salzgehalt der Probensuspension auf < 400 µS cm^{-3} eingestellt. Für spätere Berechnungen der einzelnen Texturfraktionen Sand, Schluff und Ton muss die Gesamtmasse der reinen Partikel (ohne Humus- und Carbonatgehalt) bekannt sein. Daher wurde diese in einem separaten Gefäß (Probenpräparation wie bei den Messssupensionen) zusätzlich ermittelt. Das nachfolgende Dispergieren mittels Natriummetaphosphat und Natriumcarbonat erfolgte 18 Stunden im Überkopfschüttler bei 20 U min^{-1}. Die Abtrennung der Sandfraktionen (Fein-, Mittel-, Grobsand) erfolgte mittels Nasssiebung (dest. Wasser) mit drei Prüfsieben (Ø = 10 cm) gestapelt als Turm. Die Maschenweite der Siebe war 630 µm oben, 200 µm mittig und 63 µm unten. Die Suspension mit den drei Schluff- und der Tonfraktion unterhalb des Siebes mit der Maschenweite 63 µm wurde in einem 1000 ml Messzylinder aufgefangen. Nach Abschluss der Nasssiebung wurden die Siebe

bei 105 °C getrocknet (bis Gewichtskonstanz), im Exsikkator abgekühlt und ausgewogen (Leergewicht wurde zuvor bestimmt). Die Massebestimmung der Schluff- und Tonfraktionen erfolgte nach dem KÖHNschen-Prinzip mittels Sedimentation (DIN ISO 11277). Das Pipettieren der Suspension wurde automatisiert mit einem Sedimaten (4-12, UGT, Müncheberg) durchgeführt. Die Glasgefäße mit den entnommenen Suspensionsproben wurden bei 105 °C getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und die Partikelmasse der jeweiligen Suspensionsprobe zurückgewogen (das Leergewicht wurde zuvor bestimmt und abgezogen). Nach Abzug des Blindwertes wurden die prozentualen Anteile am Feinboden (auf 100 % korrigiert) berechnet (DIN ISO 11277). An Bodenproben, die einen Humusgehalt von > 30 (Masse-%) aufwiesen, wurde keine Körnungsanalyse durchgeführt (HFA A2.5).

Zur Qualitätssicherung wurde zu Beginn des Projekts ein „Ringversuch“ mit fünf Institutionen durchgeführt, um die Präzisionen (Wiederholbarkeit, Labor und Vergleich) des Analyseverfahrens zu bewerten. Erst im Anschluss dieses Ringversuches wurde mit der Routinemessung begonnen. Während der Routinemessungen wurden folgende Qualitätssicherungsverfahren, die mit Ausnahme des ersten Punktes auch für die nachfolgenden Messgrößen galten, durchgeführt:

- zu jedem Lauf (10 Proben, 1 Blindwert, 1 Bodenstandard) wurde ein Pipettentest am Sedimaten durchgeführt,
- ein laboreigener Bodenstandard (Mischung aus sandigem und carbonat-lehmig-schluffigem Material) wurde pro Lauf mitgemessen. Aus einer Vorserie von 48 Messungen durch fünf verschiedene Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter wurden Regelkarten (statistische Prozesskontrolle einer gleichbleibenden Methode) für die Messung der Fraktionen Grobsand, Grobschluff und Ton erstellt,
- war innerhalb der Regelkarte der gemessene Bodenstandard des Laufes auffällig, wurden aus dem entsprechenden Lauf drei Proben nochmals nachgemessen, um die Güte zu bewerten; war keine Wiederholpräzision feststellbar, wurde der gesamte Lauf nochmals gemessen.

Seit Beginn der Routinemessungen nahm das Labor vierteljährig am internationalem Ringversuch ISE (*International Soil-Analytical Exchange*) von WEPAL (*Wageningen Evaluating Programs for Analytical Laboratories*) teil.

pH-Wert

Zur Bestimmung des pH-Wertes wurden fünf ml getrockneter Feinboden mit 25 ml destilliertem Wasser bzw. einer 0,01 mol L^{-1} $CaCl_2$-Lösung in einem Überkopfschüttler bei 20 U $Minute^{-1}$ für zwei Stunden in 50 ml Zentrifugenröhrchen geschüttelt. Anschließend wurde die Suspension im Vergleich zur DIN ISO 10390 nicht stehen gelassen, sondern 10 Minuten zentrifugiert. Der pH-Wert wurde mittels pH-Meter (ProLab 4000, SI ANALYTICS, Weilheim) in Verbindung mit einer pH-Einstabmesskette (Blue Line 28 pH, SI ANALYTICS, Weilheim) gemessen. Zur Zeit- und Kostenersparnis wurde ein pH/EC-Messroboter (SP2000, SKALAR, Breda) verwendet.

Zur Qualitätssicherung wurde neben der regelmäßigen Elektrodeneichung ein interner Bodenstandard jeweils nach 20 Messungen wiederholt gemessen. Des weiteren wurden Regelkarten eingesetzt und an Ringversuchen ISE-WEPAL teilgenommen.

Kohlenstoff und Stickstoff

Für die Messung der Gehalte an Gesamt-C (C_t) und -N (N_t) wurden 15-800 mg des bei 40 °C getrockneten Feinbodens in einer Planetenmühle mit Achatgefäßen vermahlen (< 60 µm; Pulverisette 5, FRITSCH, Idar-Oberstein). Die Messung erfolgte mittels Makro-Elementaranalyse über die Verbrennung des Bodenmaterials bei 1350 °C (TRUMAC, LECO, Saint Joseph). Der Gehalt an C_t wurde über das gebildete CO_2 mittels IR-Detektor quantifiziert, der N_t-Gehalt wurde nach Reduktion von NO_x zu N_2 mittels Wärmeleitfähigkeitsdetektor gemessen.

Kohlenstoff im Boden kann in organischer Form (C_{org}) oder in carbonathaltigen Böden auch als anorganischer C (C_{anorg}) vorliegen. Lag der pH-Wert ($CaCl_2$) des Bodens < 6,2, wurde in Anlehnung an HFA A2.5 davon ausgegangen, dass C_t im Boden identisch ist mit C_{org}; d. h. der Messwert des für C_t wurde gleich C_{org} gesetzt und C_{anorg} nicht bestimmt. In folgenden Fällen, wurde eine zusätzliche Bestimmung des C_{anorg} durchgeführt:

- Wenn in der Standortaufnahme festgestellt wurde, dass der beprobte Boden Carbonat enthielt,
- wenn der pH-Wert ($CaCl_2$) ≥ 6,2 war oder
- wenn der pH-Wert ($CaCl_2$) des Oberbodens deutlich über dem des Unterbodens lag (z. B. durch eine kürzlich erfolgte Kalkung).

Die Fraktionierung von C_t in C_{org} und C_{anorg} erfolgte über die thermische Zersetzung bei verschiedenen Temperaturstufen: C_{org} wurde bei einer Verbrennungstemperatur von 550 °C bestimmt (Methodenhandbuch Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstaltuen (VDLUFA) A 4.1.3.2 2016), der thermisch stabilere Carbonat-C wird erst bei höheren Temperaturen (ca. 600-900 °C) als CO_2 freigesetzt. Für die Bestimmung von C_{org} und C_{anorg} wurde sowohl die Subtraktionsmethode (Messung von C_{org} und C_t an zwei Teilproben; $C_{anorg} = C_t - C_{org}$) als auch die Temperaturstufenmethode (Verbrennung bei 550 °C (für C_{org}) und danach Aufheizen auf 1000 °C (für C_{anorg}) eingesetzt.

Zur Qualitätssicherung der C- und N-Analysen wurde zu Beginn der Routinemessungen ein Ringversuch mit sechs Institutionen durchgeführt, wobei die Teilnehmer unterschiedliche Verfahren angewendet haben. Es wurden drei hauseigene Bodenstandards mit unterschiedlichen Konzentrationen in den Routine-Messungen mitgeführt (Ableitung von Regelkarten). Zusätzlich, wurden zeitlich versetzt LECO-Laborstandardproben gemessen und es wurde am Ringversuch ISE, WEPAL für die Kenngrößen C_t, N_t und C_{org} (s. u.) teilgenommen.

Nahinfrarotspektroskopie

Die Nahinfrarotspektroskopie (NIRS) bietet die Möglichkeit, umfangreiche und kostenaufwändige Laboranalysen zu ersetzen. Um dies am Datensatz der BZE-LW zu etablieren und für verschiedene Parameter (z. B. Fraktionen des C_{org}, s. u.) zu nutzen, wurden für alle Proben im FT-NIR (MPA, Bruker, Esslingen) Absorptionsspektren im Nahinfrarotbereich aufgezeichnet. Dies erfolgte an fein vermahlenen Proben, die zusätzlich bei 40 °C getrocknet wurden und vor der Messung im Exsikkator abgekühlt wurden. Die Messung erfolgte im Wellenlängenbereich von 910 bis 2630 nm, mit einer Auflösung mit 0,92 nm und 32 Scans. Zur Kalibration dienten die herkömmlichen Bodenanalysen von ausgewählten repräsentativen Standorten (s. u.). Für die Dichtefraktionen (s. u., Tabelle 2-5) wurden Kalibrationen erstellt, die als sehr gut zu bewerten sind (Jaconi et al. 2019). Die ermittelten absoluten C_{org}-Fraktionen wurden außerdem mit dem gesamten C_{org}-Gehalt im Boden in relative C_{org}-Fraktionen (z. B. Anteil C_{org} im partikulären organischen Material (POM) am Gesamt-C_{org}) umgerechnet.

Tabelle 2-4: Kalibrationsfehler für organischen Kohlenstoff (C_{org}) in zwei Dichtefraktionen (POM = partikuläres organisches Material, MOM = mineralassoziiertes organisches Material) der organischen Bodensubstanz (nach Jaconi et al. 2019, s. a. Tabelle 2-5); R^2 = Bestimmtheitsmaß, *ρc* = *Lin's concordance* Koeffizient, RMSEP = Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme der Vorhersage (*root mean square error of prediction*), RE = relativer Fehler, RPD = *ratio of performance to deviation*, RPIQ = *ratio of performance to interquartile range*

Dichtefraktion	R^2	ρc	RMSEP ($g\ kg^{-1}$)	Bias ($g\ kg^{-1}$)	RPD	RPIQ
POM-C_{org} ($g\ kg^{-1}$ Boden)	0,82	0,89	5,38	0,44	2,5	2,0
MOM-C_{org} ($g\ kg^{-1}$ Boden)	0,85	0,91	5,38	-0,44	2,7	2,6

Weitere Messungen an repräsentativen Standorten

Für weitergehende Analysen, die nicht am gesamten Probenkollektiv durchgeführt werden konnten, wurden repräsentative Standorte auf mineralischen Böden ausgewählt (215 Beprobungspunkte; Karte 2-2). Die Auswahlkriterien für die repräsentativen Standorte auf mineralischen Böden waren:

- C_{org}-Gehalt < 87 g kg^{-1} im gesamten Bodenprofil
- möglichst hohe Variabilität der aufgenommenen Nahinfrarotspektren; hierzu wurde eine Vorauswahl mittels Kennard-Stone Algorithmus getroffen, um die gesamte Variabilität der Spektren im Datensatz abzubilden
- Verteilung über die gesamte Fläche der Bundesrepublik Deutschland
- repräsentative Abbildung der Kriterien Landnutzungsart, Bodenklasse und C_{org}-Vorrat

In Tabelle 2-5 sind die zusätzlichen Messgrößen, die an den repräsentativen Standorten zusätzlich bestimmt wurden, zusammengefasst. Organische Bodensubstanz, und somit C_{org}, kann durch Bindung an die Oberflächen von Oxiden und Hydroxiden stabilisiert werden (Mikutta et al. 2006, Rasmussen et al. 2018, Sposito 2008, Torn et al. 1997), daher wurde zusätzlich oxalat- und dithionitlösliches Eisen und Mangan gemessen (Tabelle 2-5; Ergebnisse nicht gezeigt). Weiterhin wurden Dichtefraktionen der organischen Bodensubstanz als Indikatoren für Veränderungen des C_{org}-Vorrates im Boden gewonnen und analysiert.

Tabelle 2-5: Bodenphysikalische und -chemische Kenngrößen analysiert an Proben mineralischer Böden der ausgewählten repräsentativen Standorte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Al = Aluminium, Fe = Eisen, Mn = Mangan

Kenngröße	Einheit	Methoden und Geräte
oxalatlösliches Al, Fe	g kg^{-1}	DIN 19684-6, verändert: 0,9 g Boden, 45 ml Extraktionslösung, 4 h schütteln; Messung im Extrakt: ICP-OES (Thermo Scientific, iCAP 7000, Waltham), Wellenlänge (λ): Fe: 208,204; Al: 396,152; radial, Arbeitsbereich: 0-10 mg L^{-1}
oxalatlösliches Mn	mg kg^{-1}	DIN 19684-6, verändert (s. o.); Wellenlänge (λ): 257,61; radial, Arbeitsbereich: 0-3 mg L^{-1}
dithionitlösliches Fe	g kg^{-1}	DIN EN ISO 12782-2:2012; Messung im Extrakt s. o.
dithionitlösliches Mn	mg kg^{-1}	DIN EN ISO 12782-2:2012; Messung im Extrakt s. o.
Dichtefraktionen der organischen Bodensubstanz	g kg^{-1}	drei Fraktionen nach Golchin et al. (1994): freie partikuläre organische Substanz (fPOM), okkludierte partikuläre organische Substanz (oPOM) mit Dichte < 1,6 g cm^{-3} und mineralassoziierte organische Substanz (MOM) mit Dichte > 1,6 g cm^{-3}
Gehalt organischer Kohlenstoff in Dichtefraktionen	g kg^{-1}	TRUMAC, LECO, Saint Joseph; Isotopenhäufigkeitsmassenspektrometer (Delta plus, Thermo Fisher Scientific, Bremen) mit Elementaranalysator (Flash EA 1112, Thermo Fisher Scientific, Bremen)

Karte 2-2: Ausgewählte, repräsentative Standorte für zusätzliche Messungen (s. a. Tabelle 2-5) in mineralischen Böden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

THÜNEN

Repräsentative Standorte

Landnutzungsart

- Acker
- Dauergrünland
- Sonderkultur

Messunsicherheit der Bodenzustandsgrößen

Die Qualität und Güte von Messwerten wurde erfasst. Es wurde die zufällige (aus Kontroll- bzw. Regelkarten, die der statistischen Prozesskontrolle einer gleichbleibenden Methode dienen) und eine methodenbedingte, systematische (Abweichung bei Ringversuchsergebnissen) Unsicherheit ermittelt (Kromidas 2011).

Die gesamte zufällige Messunsicherheit u_{Rw} (%) für eine Probe einer Bodenkenngröße wurde nach Formel [5] berechnet:

$$u_{Rw} = \sqrt{u_{Rw(Standard)}{}^2 + u_{Rw(Range)}{}^2} \quad [5]$$

hierbei ist $u_{Rw(Standard)}$ die Standardabweichung aus der Mittelwertkontrollkarte (in %), $u_{Rw(Range)}$ ist die Standardabweichung aus der Spannweitenkontrollkarte (in %).

Zur Abschätzung der systematischen Messunsicherheit (u_{bias}) (%) wurden die Ringversuchsergebnisse der einzelnen Bodenkenngrößen herangezogen. Die systematische Unsicherheit einer Bodenkenngröße wurde nach Formel [6] berechnet:

$$u_{bias} = \sqrt{\left(\sqrt{\frac{\sum(bias_i)^2}{n_T}}\right)^2 + \left(\frac{\sum u_{Cref,i}}{n_T}\right)^2} \quad [6]$$

hierbei ist $bias_i$ die Abweichung des Labormittelwertes vom Vorgabewert i des Ringversuchs (%), n_T ist die Teilnehmerzahl für die jeweilige Probe beim Ringversuch, $u_{Cref,i}$ ist die Unsicherheit des Referenzwerts für die Probe i. Dabei berechnet sich $u_{Cref,i}$ (%) berechnet aus Formel [7]:

$$u_{Cref,i} = 1{,}25 * \frac{V_{R,i}}{\sqrt{n_T}} \quad [7]$$

hierbei ist 1,25 eine empirische Konstante, $V_{R,i}$ der Vergleichsvariationskoeffizient der jeweiligen Probe i (%), n_T die Teilnehmeranzahl für die jeweiligen Probe i (%).

Für die Qualitätsbeurteilung von sehr kleinen Messwerten ist die Ermittlung von Nachweis- und Bestimmungsgrenzen erforderlich. In Tabelle A2 sind sämtliche Informationen zu den Messunsicherheiten und den Nachweis- und Bestimmungsgrenzen zusammengefasst.

2.4.3 Berechnung des Kohlenstoff- und Stickstoffvorrates

Die Berechnung der Vorräte ergibt sich aus Multiplikation des Feinbodenvorrates (FBV) mit dem C_{org}- bzw. N_t-Gehalt.

Berechnung Feinbodenvorrat

Der FBV steht für die Masse des Feinbodens pro Flächeneinheit für eine bestimmte, definierte, Bodentiefe. Ein hoher FBV ergibt sich in Böden mit hoher Trockenrohdichte und geringem Grobbodenanteil und ein niedriger FBV findet sich in Böden mit einem hohen Grobbodenanteil und/oder einer niedrigen Trockenrohdichte. Die Grundlage für die Berechnung des FBV sind Untersuchungen von Wolff et al. (2006) und werden in HFA A2.8 für Anwendungszwecke beschrieben. Je nach Probenahmeverfahren (Tabelle 2-2) ergaben sich individuelle Gleichungen.

Der FBV (t ha^{-1}) nach Verfahren 1 entnommene Bodenproben wurde nach Formel [8] berechnet:

$$FBV = TRD_{FB} * d * 100 * \left(1 - \left(\frac{M_{GB-ST}}{D_{GB} * V_{ges-ST}} + \frac{M_{W-ST}}{D_W * V_{ges-ST}}\right)\right) \quad [8]$$

hierbei ist TRD_{FB} die Trockenrohdichte des Feinbodens für das entsprechende Verfahren (g cm^{-3}), d die Mächtigkeit der betrachteten Bodentiefenstufe oder des Horizontes (cm), M_{GB-ST} die TM des Grobbodens (≥ 2 mm) im Stechzylinder (ST) (g), M_{W-ST} die TM der Wurzeln im Stechzylinder (g), V_{ges-ST} das Volumen des Stechzylinders (cm^3), D_{GB} die spezifische Kornrohdichte des Grobbodens (g cm^{-3}), D_W die Dichte der Wurzelmasse nach Rowell (1994) mit 1,0 (g cm^{-3}).

Der FBV (t ha^{-1}) nach Verfahren 2 entnommene Bodenproben wurde nach Formel [9] berechnet:

$$FBV = TRD_{FB} * d * 100 * \left(1 - \left(\frac{V_{GB>20}}{100} + \frac{M_{GB-ST}}{D_{GB} * V_{ges-ST}} + \frac{M_{W-ST}}{D_W * V_{ges-ST}}\right)\right) \quad [9]$$

hierbei ist TRD_{FB} die Trockenrohdichte des Feinbodens für das entsprechende Verfahren (g cm^{-3}), d die Mächtigkeit der Tiefenstufe/Horizont (cm), M_{GB-ST} die TM des Grobbodens (≥ 2 mm) im Stechzylinder (ST) (g), M_{W-ST} die TM der Wurzeln im Stechzylinder (g), V_{ges-ST} das Volumen des Stechzylinders (cm^3), D_{GB} die spezifische Kornrohdichte des Grobbodens (g cm^{-3}), D_W die Dichte der Wurzelmasse nach Rowell (1994) mit 1,0 (g cm^{-3}), $V_{GB>20}$ der Volumenanteil des Grobbodens (> 20 mm) als Schätzwert an der Profilwand (Flächen-%).

Der FBV (t ha^{-1}) für nach Verfahren 3 und 5 entnommene Bodenproben wurde nach Formel [10] berechnet:

$$FBV = TRD_{FB} * d * 100 * \left(1 - \left(\frac{M_{GB-SP}}{D_{GB}} * \frac{TRD_{FB}}{(M_{ges-SP} - BW_{GT-SP} - M_{GB2-63-SP} - M_{W-SP}) + TRD_{FB} * \frac{M_{GB2-63-SP}}{D_{GB}}}\right)\right) \quad [10]$$

hierbei ist TRD_{FB} die Trockenrohdichte des Feinbodens für das entsprechende Verfahren (g cm^{-3}), d die Mächtigkeit der Tiefenstufe/Horizont (cm), D_{GB} die spezifische Kornrohdichte des Grobbodens (g cm^{-3}), D_W die Dichte der Wurzelmasse nach Rowell (1994) mit 1,0 (g cm^{-3}), M_{GB-SP} die TM des Grobbodens (≥ 2 mm) in der Spatenprobe (SP) (g), $M_{GB2-63-SP}$ die TM des Grobbodens (2-63 mm) in der Spatenprobe (g), M_{ges-SP} die getrocknete Gesamtmasse der Spatenprobe (g), M_{W-SP} die TM der Wurzeln in der Spatenprobe (g), BW_{GT-SP} das Restwasser des Bodens nach Nachtrocknung der Spatenprobe bei 105 °C nach Gefriertrocknung (wenn erfolgt; g).

Der FBV (t ha^{-1}) für nach Verfahren 4 und 6 entnommene Bodenproben wurde nach Formel [11] berechnet:

$$FBV = TRD_{FB} * d * 100 * \left(1 - \frac{V_{GB>63}}{100} - \left(\frac{M_{GB-SP}}{D_{GB}} * \frac{TRD_{FB}}{(M_{ges-SP} - BW_{GT-SP} - M_{GB2-6,3-SP} - M_{W-SP}) + TRD_{FB} * \frac{M_{GB2-6,3-SP}}{D_{GB}}}\right)\right) \quad [11]$$

hierbei ist TRD_{FB} die Trockenrohdichte des Feinbodens für das entsprechende Verfahren (g cm^{-3}), d die Mächtigkeit der Tiefenstufe/Horizont (cm), D_{GB} die spezifische Kornrohdichte des Grobbodens (g cm^{-3}), D_W die Dichte der Wurzelmasse nach Rowell (1994) mit 1,0 (g cm^{-3}), M_{GB-SP} die TM des Grobbodens (≥ 2 mm) in der Spatenprobe (SP) (g), $M_{GB2-63-SP}$ die TM des Grobbodens (2-63 mm) in der Spatenprobe (g), M_{ges-SP} die getrocknete Gesamtmasse der Spatenprobe (g), M_{W-SP} die TM der Wurzeln der Spatenprobe (g), BW_{GT-SP} das Restwasser des Bodens nach Nachtrocknung der Spatenprobe bei 105 °C nach Gefriertrocknung (wenn erfolgt; g), $V_{GB>63}$ der Volumenanteil des Grobbodens (> 63 mm) als Schätzwert an der Profilwand (Flächen-%).

Der FBV (t ha^{-1}) für nach Verfahren 7 entnommene Bodenproben wurde nach Formel [12] berechnet:

$$FBV = TRD_{FB} * d * (100 - V_{GB}) \quad [12]$$

hierbei ist TRD_{FB} die Trockenrohdichte des Feinbodens für das entsprechende Verfahren (g cm^{-3}), d die Mächtigkeit der Tiefenstufe/Horizont (cm), V_{GB} der Volumenanteil des Grobbodens (≥ 2 mm) als Schätzwert an der Profilwand (Flächen-%).

Der FBV (t ha^{-1}) für nach Verfahren 8 entnommene Bodenproben wurde nach Formel [13] berechnet:

$$FBV = TRD_{FB} * d * \left(100 - \frac{\left(\frac{M_{GB\text{-}SO}}{D_{GB}}\right) * 100}{\left(\frac{M_{ges\text{-}SO}}{D_{GB}}\right)} \right) \quad [13]$$

hierbei ist TRD_{FB} die Trockenrohdichte des Feinbodens für das entsprechende Verfahren (g cm^{-3}), d die Mächtigkeit der Tiefenstufe/Horizont (cm), $M_{GB\text{-}SO}$ die TM des Grobbodens (≥ 2 mm) im Bohrkern der Rammkernsondierung (SO) getrocknet bei 40 °C (g), $M_{ges\text{-}SO}$ die TM des gesamten Bodens im Bohrkern der Rammkernsondierung getrocknet bei 40 °C (g) und D_{GB} die spezifische Kornrohdichte des Grobbodens mit 2,65 g cm^{-3}.

2.5 Wissenschaftliche Datenauswertung, Statistik, Modellierung

2.5.1 Stratifizierung und Repräsentativitätsanalyse

Für Aus- und Bewertungen ist es je nach Fragestellung notwendig, die erhobenen Datensätze zu stratifizieren; d. h. diese entsprechend verschiedener Faktoren zu bündeln. Im vorliegenden Bericht wurden verschiedene Faktoren zur Stratifizierung (s. u.) gewählt. Die vergleichenden Bewertungen des C_{org}-Vorrates im Boden in unterschiedlichen Straten (z. B. Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung) setzt die Kenntnis voraus, ob sich die betrachteten Straten lediglich im Stratifizierungsmerkmal (z. B. Landnutzung) unterschieden oder ob es weitere generelle Unterschiede zwischen den Straten gibt (z. B. in Textur, Hydromorphie). Derartige Interkorrelationen sind folglich auch für die Bewertung von möglichen Einflussgrößen auf den C_{org}-Vorrat relevant. In diesem Bericht werden daher jeweils die Eigenschaften der hier definierten Straten abgebildet und näher diskutiert.

Mineralische Böden sowie Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden

Mineralische Böden und Moorböden unterscheiden sich deutlich in der Stabilisierung und Umsetzung von C_{org}. Lässt man C_{org}-Eintrag und anthropogene Einflussgrößen außer Acht, sind es für mineralischen Böden Standortfaktoren, wie Textur, Bodenausgangsgestein oder Klima, die über den C_{org}-Vorrat im Boden entscheiden (s. a. Kapitel 3.2.7). In Moorböden wird die Anreicherung von organischer Bodensubstanz als Torf während der Moorwachstumsphase vor der Entwässerung zur landwirtschaftlichen Nutzung in erster Linie durch die Wassersättigung und den damit entstehenden anoxischen Bedingungen, die einen unvollständigen Abbau der torfbildenden Vegetation bedingen, gesteuert. Aufgrund der deutlichen Unterschiede in der C_{org}-Dynamik und -Speicherung wurden in diesem Bericht mineralische Böden sowie Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden separat betrachtet und ausgewertet. Die Erweiterung der Gruppe der Moorböden um weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden ist zum einen der

Tatsache geschuldet, dass die internationale Definition von organischen Böden (nach *Intergovernmental Penal on Climate Change* (IPCC), Nielsen et al. 2016), die durch Roßkopf et al. (2015) angenähert wird und in der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung Anwendung findet, weiter gesteckt ist als die Moordefinition nach der deutschen Bodenklassifizierung. So finden sich im Zusatz „weitere kohlenstoffreiche Böden“ z. B. moorähnliche Böden wie Anmoore und Moorgleye. Diese Böden zeigen unter landwirtschaftlicher Nutzung vergleichbar hohe CO_2-Emissionen wie die entwässerten echten Moorböden (s. a. Kapitel 3.3.4; Beyer 2014, Leiber-Sauheitl et al. 2014, Maljanen et al. 2004, Tiemeyer et al. 2016). Zum anderen wurden aufgrund des sehr hohen C_{org}-Vorrates zusätzlich auch überdeckte und stark anthropogen veränderte Standorte (Treposole aus organischen Böden) als „weitere kohlenstoffreiche moorähnliche Böden“ klassifiziert.

Es werden verschiedene Klassen von mineralischen sowie Moor- und weitere kohlenstoffreiche Böden unterschieden, um den Einfluss der Pedogenese auf die Dynamik von C_{org} im Boden abbilden zu können.

Für die *mineralischen Böden* ergab sich die Stratifizierung aus der Bodenklasse nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5, Ad-hoc-AG Boden 2005), die für jeden Beprobungspunkt im Rahmen der Standortaufnahme bestimmt wurde:

- Ah/C-Boden
- Auenboden
- Aufschüttungsboden (anthropogene Bildung; Aufschüttung aus natürlichem Bodenmaterial)
- Braunerde
- Gley
- Lessivé
- Marsch
- Pelosol
- Podsol
- Schwarzerde
- Stauwasserboden
- Terra calcis
- terrestrischer anthropogener Boden

Ein Sonderfall innerhalb der mineralischen Böden waren schwarz-humose Sande. Dies sind sandige Böden, die ungewöhnlich hohe C_{org}-Gehalte aufweisen, jedoch grundsätzlich den mineralischen Böden zuzuordnen sind (Sleutel et al. 2011). Schwarz-humose Sande weisen entsprechend ihrer sandigen Textur eine sehr geringe spezifische Oberfläche, die zur C_{org}-Stabilisierung zur Verfügung steht, auf. Trotzdem scheint der C_{org} in diesen Böden sehr stabil zu sein, was auf eine erhöhte Rekalzitranz der vorliegenden C_{org}-Verbindungen zurückzuführen ist (Sleutel et al. 2008, Springob et al. 2001, Springob & Kirchmann 2002). Springob et al. (2001) stellten heraus, dass der

beobachtete sehr langsame Abbau von C_{org} in diesen Böden auf die Stabilität des pflanzlichen Materials aus der früheren Heidenutzung zurückzuführen ist. Schwarz-humuse Sande zeichnen sich somit gegenüber den übrigen Böden durch eine veränderte C_{org}-Dynamik aus und wurden in verschiedenen Auswertungen separat bewertet bzw. von der Auswertung ausgeschlossen (C_{org}-Fraktionen: s. Kapitel 3.2.3; Modellierung der Änderung des C_{org}-Vorrates: s. Kapitel 3.2.9). Schwarz-humose Sande sind überwiegend nicht-wasserbeeinflusste Podsole und Plaggenesche. Die Beprobungspunkte, die dem Stratifizierungskriterium „schwarz-humose Sande“ zugeordnet waren, wurden durch eine Datenbankabfrage mit folgenden Kriterien identifiziert:

- C:N-Verhältnis (0-30 cm; ermittelt aus Vorräten) ≥ 12 auf Grund von Studien, die zeigten, dass die Beziehung zwischen potentiellem C_{org}-Verlust (Respirationsmessung) und C:N-Verhältnis des Bodens nicht-linear ist und ab etwa 12 deutlich abflacht (Springob & Kirchmann 2003, Thomsen et al. 2008).
- Sandgehalt ≥ 70 %
- Bodentyp = Podsol oder Plaggenesch; Bodentyp ≠ Gley

Die so ermittelten 116 Beprobungspunkte (Karte 3-4) lagen vorrangig im Nordwesten Deutschlands. Für dieses Gebiet ist eine verstärkte Heidenutzung bekannt (de Smidt 1979). Zudem können schwarz-humose Sande auch in der Folge einer ehemaligen Moorvegetation entstehen. Bei heutigen schwarz-humosen Sanden ist demnach mit einer Landnutzungshistorie mit Moorvegetation und/oder Heide zu rechnen. Für knapp 80 % der hier ermittelten schwarz-humosen Sande konnte dies anhand historischer Karten (s. a. Kapitel 2.5.4; nicht gezeigt) nachgewiesen werden.

Auf Grundlage der Standortaufnahme und der Messwerte aus den Laboranalysen, vor allem der C_{org}-Gehalt, wurden verschiedene Klassen von *Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden* (nachfolgend als „Moorklassen“ bezeichnet) definiert (Abbildung 2-7). Die Notwendigkeit eines solchen Klassifikationsschemas ergab sich aus der Vielfältigkeit von Moor- und moorähnlichen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung. Diese Vielfältigkeit ist durch die KA5 (Ad-hoc-AG Boden 2005) nur teilweise abgedeckt. Zur Stratifizierung der kohlenstoffreichen Böden im Rahmen der BZE-LW sind folgende Moorklassen mit einer Mindestanzahl von n = 10 Beporbungspunkten definiert worden:

- Niedermoorboden
- Hochmoorboden
- Moorfolgeboden
- flach überdeckter organischer Boden
- mächtig überdeckter organischer Boden
- Treposol aus organischem Boden

In diesem Bericht wurden 142 Beprobungspunkte auf Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden ausgewertet (Karte 2-3).

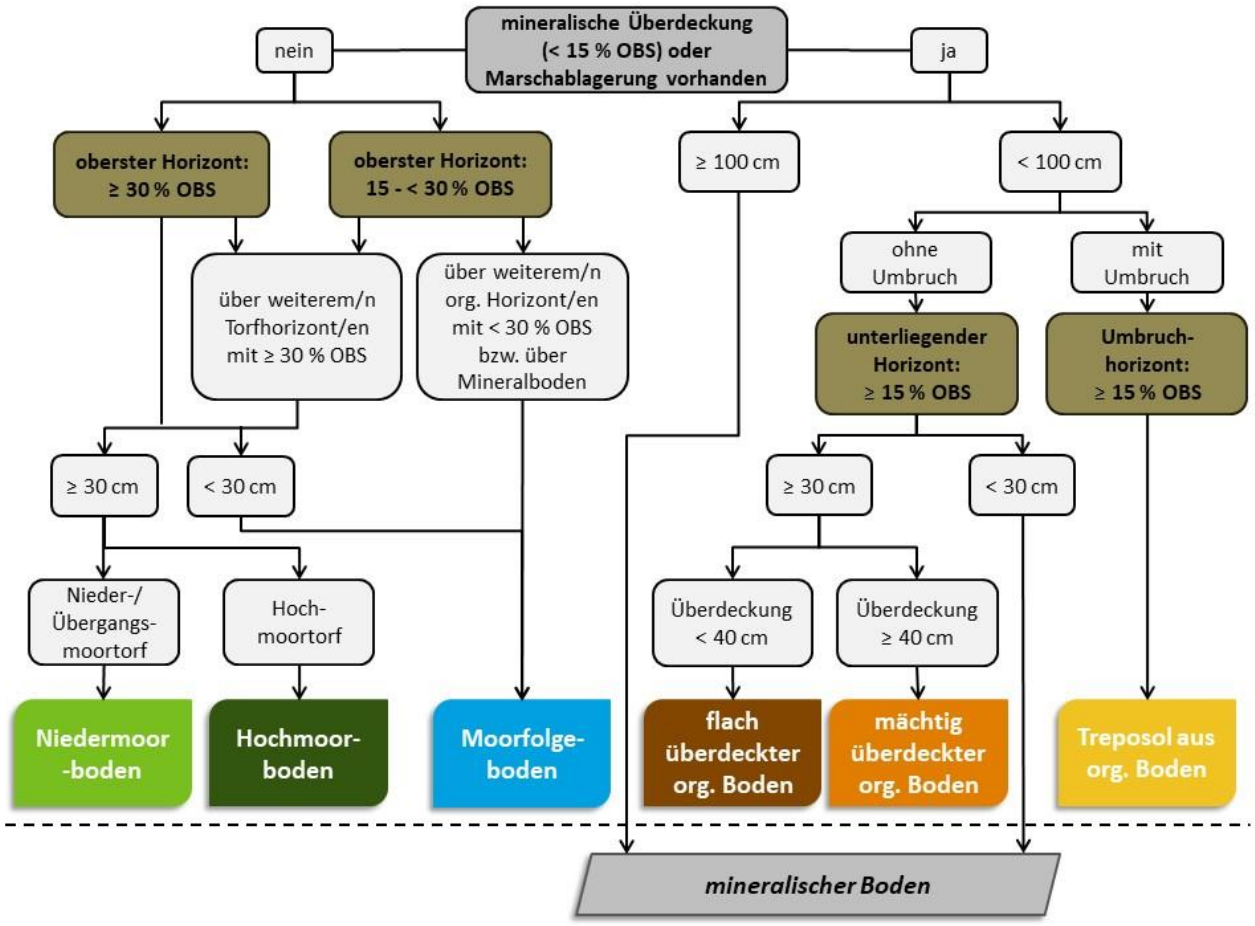
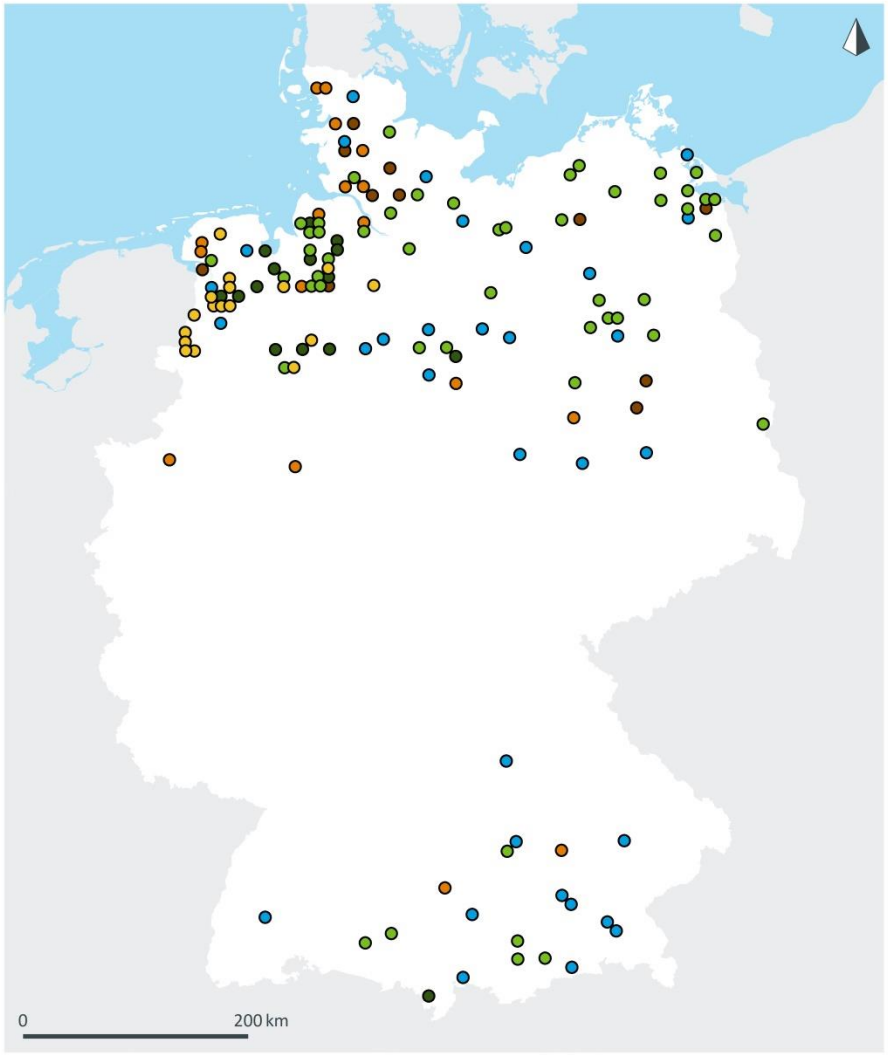


Abbildung 2-7: Klassifikationsschema zur Zuordnung von Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden zu Moorklassen der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; OBS = organische Bodensubstanz, org. = organisch

Nieder- und Hochmoorböden waren eindeutig der Abteilung "Moore" nach KA5 (Ad-hoc-AG Boden 2005) zuzuordnen. Sie zeichneten sich durch mindestens 30 cm mächtige Torfschichten mit einem Gehalt an organischer Bodensubstanz von mindestens 30 % aus. Sie waren nicht überdeckt, aber im Oberboden teils stark degradiert, so dass dort der Gehalt an organischer Bodensubstanz < 30 % sein konnte (< h6 nach Ad-hoc-AG Boden 2005). Übergangsmoore traten äußerst selten auf und wurden zu den Niedermooren gezählt. Typische Horizontabfolgen waren *nHv/nHw/nHr* bzw. *hHv/hHw/hHr*.

Karte 2-3: Als Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden identifizierte Beprobungspunkte (n = 142) und deren Kategorisierung in Moorklassen in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



THÜNEN

Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden

Einteilung in Moorklassen in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Stand Mai 2018

- Niedermoorböden
- Hochmoorböden
- Moorfolgeböden
- flach überdeckte organische Böden
- mächtig überdeckte organische Böden
- Treposole aus organischen Böden

Die Klasse der *Moorfolgeböden* umfasste alle flachgründigen Torfe über Mineralboden (Moorgleye) und Böden, deren organische Horizonte ausschließlich im Bereich des Gehaltes an organischer Bodensubstanz von Anmoorgleyen (≥ 15 bis < 30 %) liegen. Auch Böden mit < 30 cm mächtigen Torfschichten (≥ 30 % organische Bodensubstanz), die von anmoorigen Schichten über- oder unterlagert sind, wurden hierzu gezählt (z. B. reliktischer Anmoorgley über Niedermoor). Als Sonderfälle wurden Beprobungspunkte, die durch anthropogene Schüttungen oder unsystematische Durchmischungen so stark verändert wurden, dass sie nicht mehr als Nieder- oder Hochmoor angesprochen werden konnten, einbezogen. Um verschiedene regionalspezifische Ansätze zur Definition von Moorfolgeböden zu berücksichtigen (z. B. Fell & Kernbach 2014, Schleier & Behrendt 2000), ist die Klasse der Moorfolgeböden sehr divers und umfasst alle im Vergleich zu ursprünglichen Moorböden stark C_{org}-verarmten, flachgründigen oder unsystematisch durchmischten Standorte, die ehemals eine Moorgenese durchliefen. Typische Horizontabfolgen waren *nHv/fFw/IIGro/IIGr* bzw. *rnHv/rnHw/IIGo/IIGo*.

Flach bzw. mächtig überdeckte organische Böden wiesen eine mineralische Deckschicht im Oberboden auf. Diese hatte einen Gehalt an organischer Bodensubstanz von < 15 %; in Fällen von Marschenablagerungen, die eindeutig keine Moorgenese hatten, konnte dieser Wert überschritten werden. Zwischen natürlichen (z. B. durch Verwehungen) und anthropogenen Überdeckungen (z. B. Sanddeckkultur) wurde nicht unterschieden. Die unterliegenden organischen Horizonte hatten einen Gehalt an organischer Bodensubstanz von mindestens 15 % und eine Mindestmächtigkeit von 30 cm. Unterschieden wurde die Mächtigkeit der Deckschicht nach KA5 (Ad-hoc-AG Boden 2005) in < 40 cm (*flach überdeckt*) und ≥ 40 cm (*mächtig überdeckt*). Eine zusätzliche Unterscheidung nach Substrat der Überdeckung (z. B. Schulz & Waldeck 2015) war aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht umsetzbar. Bei unterliegenden organischen Umbruchshorizonten erfolgte die Klassifikation des Beprobungspunktes als Treposol aus organischen Böden (s. u.). War die Überdeckung 100 cm oder mächtiger, wurde der Standort den mineralischen Böden zugeordnet. Typische Horizontabfolgen waren *tbAh/tbGo/tbGro/IIfnHw/IInHr* bzw. *jAh/hHv/hHw/Gor*.

Treposole aus organischen Böden sind eine spezielle Form kultivierter Moore. Durch Tiefpflügen wurde der mineralische, sandige Unterboden nach oben transportiert. Es entstand eine typische Schrägstellung von Sand- und Torfschichten, zusätzlich wurde der Oberboden bis ca. 30 cm Tiefe durch Pflügen homogenisiert. Als Treposole aus organischen Böden galten hier alle Böden, in denen die kohlenstoffreichen Horizonte einen Gehalt an organischer Bodensubstanz von mindestens 15 % hatten. Nach Ausgangsmaterial wurde nicht unterschieden. Eine typische Horizontabfolge war *R-Ap/R+hH+Go/Gr*.

Alle weiteren Beprobungspunkte wurden als mineralische Böden klassifiziert – auch wenn sie einzelne kohlenstoffreiche Horizonte enthielten.

Aktuelle Landnutzungsart

Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung unterliegen sehr verschiedenen anthropogenen Eingriffen und Einflüssen, je nachdem welche Nutzungsart erfolgt. Für die Auswertung der Ergebnisse der BZE-LW wurden folgende Landnutzungsarten unterschieden:

- Ackernutzung & Grünlandwechselwirtschaft: Flächen mit Fruchtfolgen bzw. Daueranbau von Ackerkulturarten; hierzu zählten auch Flächen mit einjährigem Anbau von Feldgras oder Klee. Als eine spezifische Form der Ackernutzung, bei der Grünlandkulturarten in mindestens zwei aufeinanderfolgenden Jahren angebaut wurden, wurde Grünlandwechselwirtschaft definiert; auch die Nutzung „Stilllegung" zählte hierzu, da stillgelegte Flächen begrünt sind und mindestens einmal jährlich eine Bodenbearbeitung oder Mulchschnitt erfolgt.
- Dauergrünlandnutzung: Flächen, die bei Probenahme mindestens im sechsten Jahr der Grünlandbewirtschaftung waren; ausgenommen war Grünland unter Obstbäumen (Streuobstwiesen).
- Sonderkulturen: Flächen mit langjährigem Baum- bzw. Strauchbestand (Baumobstplantagen, Streuobstwiesen, Baumschulen, Kurzumtriebsplantagen, Strauchobst, Wein- und Hopfenanbau)

Bodentiefe

Das landwirtschaftliche Management wirkt deutlich ausgeprägter auf die oberen als auf die unteren Horizonte eines Bodens; z. B. erfolgt Bodenbearbeitung und somit die Einarbeitung organischen Materials i. d. R. bis max. 30 cm. Dies ist auch die Tiefenstufe (0-30 cm), die derzeit in der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung relevant ist. In darunter liegenden Bodenschichten werden jedoch ebenfalls relevante Nährstoffreserven (Kautz et al. 2013) und C_{org} gespeichert (Rumpel & Kögel-Knabner 2011). Im Rahmen dieses Berichts erfolgt daher eine Stratifizierung der Ergebnisse nach den Tiefenstufen 0-30 cm (Oberboden), 30-100 cm (Unterboden) und 0-100 cm (gesamtes Bodenprofil). Böden, deren Mächtigkeit geringer als 100 cm war, gingen ohne weitere Anpassung in diese Auswertung ein.

Betriebsform

Für jeden Beprobungspunkte wurde über die Angaben zur Betriebsstruktur (s. Kapitel 2.3) die Betriebsform des zugehörigen landwirtschaftlichen Betriebes ermittelt. Dies erfolgte in Anlehnung an das Klassifizierungssystem für Betriebsformen der Europäischen Kommission, s. g. EU-Typologie (BMEL 2018a). Drei Betriebsformen wurden für diesen Bericht unterschieden:

- reiner Marktfruchtanbau (Acker-, Garten- oder Dauerkulturen)
- Futterbau- & viehhaltender Betrieb
- Mischform (Marktfruchtanbau + Futterbau und/oder Viehhaltung)

Die Zuordnung der Betriebsform erfolgte über die Angaben der angebauten Kulturarten sowie zur Tierhaltung auf dem Betrieb insgesamt. Ein Betrieb, der keine Tierhaltung und keine Futterbaukulturarten angegeben hatte, wurde entsprechend als "reiner Marktfruchtanbau" kategorisiert.

Bodenregionen

Böden in Deutschland haben eine hohe Variabilität, die maßgeblich durch ihre naturräumliche Lage beeinflusst wird. Ausgangsgestein, klimatische Bedingungen, geologische Prozesse etc. bilden eine Vielzahl an Faktoren, die über lange Zeiträume die Bodenbildung standortspezifisch geprägt haben. Die KA5 (Ad-hoc-AG Boden 2005) definiert 12 Bodenregionen, die diese Faktoren abbilden (Karte 2-4). Theoretisch kann jede Bodenklasse (s. o.) in den verschiedenen Bodenregionen auftreten. Die Stratifizierung nach den Bodenregionen bietet einen möglichen Ansatz zur Regionalisierung von Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen auf der Basis naturräumlicher Einheiten.

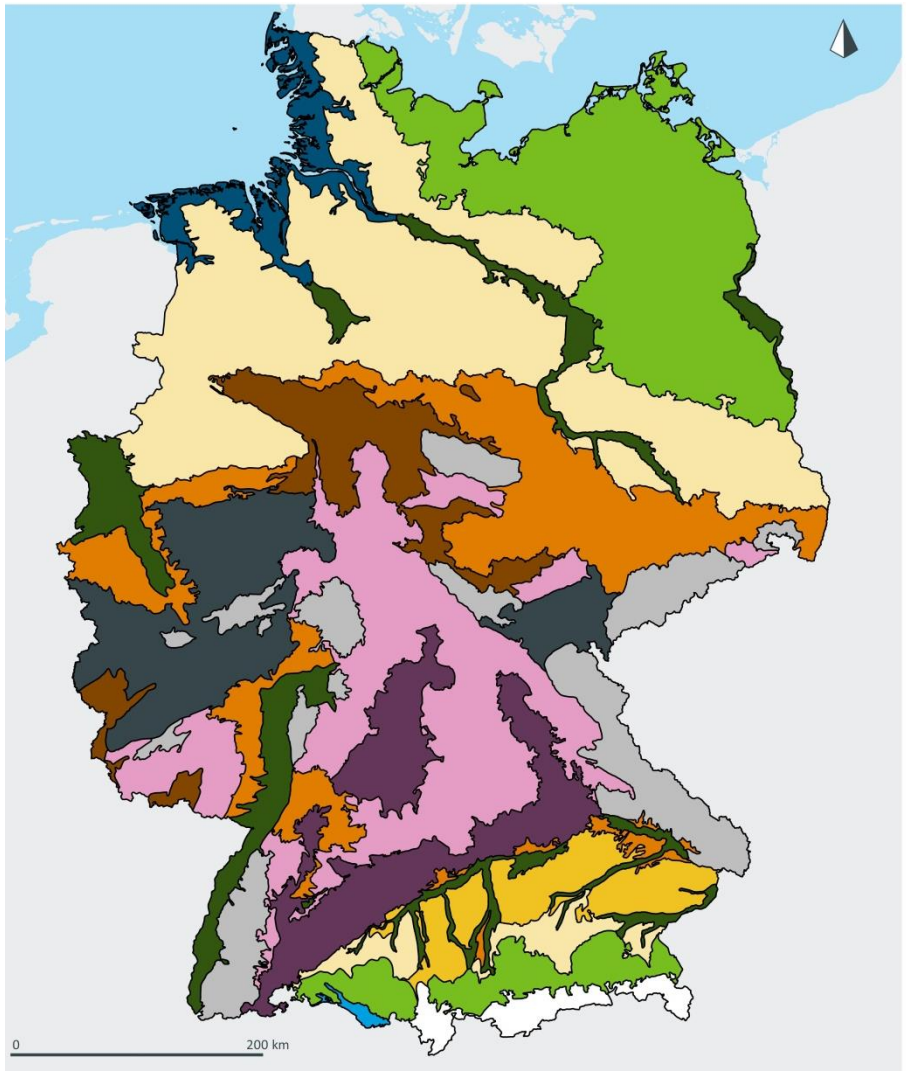
Repräsentativitätsanalysen

Die Beprobungspunkte der BZE-LW wurden mit Informationen aus Kartenwerken und statistischen Erhebungen verglichen, um zu prüfen, wie gut das gewählte 8 × 8 km Beprobungsraster die Anteile unterschiedlicher landwirtschaftlicher Landnutzungsarten und Betriebsformen widerspiegelt sowie das Vorkommen unterschiedlicher Bodenklassen bzw. Leitbodenassoziationen abbildet. Die Analysen erfolgten sowohl auf der Basis einer möglichst vollständigen Betrachtung aller 3104 Beprobungspunkte der BZE-LW (Kapitel 3.1.1) als auch für die 2631 Beprobungspunkte, die die Datenbasis für die umfangreichen Auswertungen in diesem Bericht sind (Kapitel 3.1.2).

Folgende vergleichende Analysen wurden durchgeführt:

Die relative Häufigkeit der Beprobungspunkte der BZE-LW in den drei Landnutzungsarten (Acker, Dauergrünland, Sonderkulturen) wurde auf den Skalenebenen „Deutschland“ und „Bodenregion“ (Karte 2-4) verglichen mit den jeweiligen Flächenanteilen des Basis-Digitalen Landschaftsmodells (DLM) des ATKIS® (Mittel aus 2009-2017; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie) und der Agrarstrukturerhebung (diverse Jahrgänge; Bundesamt für Statistik 2009-2017). Die Zuordnung der Beprobungspunkte zu den Landnutzungsarten erfolgte auf der Basis der Angaben der Landwirte und der Bodenkartierer. Für die 19 zu Redaktionsschluss für diesen Bericht noch nicht vorliegenden Beprobungspunkte erfolgte die Zuordnung der Landnutzungsart nach dem Basis-DLM des ATKIS® (Stand: 01.09.2016; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie). Weiterhin wurde der Stichprobenfehler bezüglich der Landnutzungsarten für ein 8 x 8 km-Stichprobenraster nach Cochran (1977) erfasst. Der Stichprobenfehler beschreibt die Abweichung der Flächenanteile der Landnutzungsarten (hier: Acker, Dauergrünland, Sonderkulturen) des Stichprobenrasters vom tatsächlichen Wert einer Referenz, die hier das Basis-DLM des ATKIS® (Stand: 01.09.2016, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie) war.

Karte 2-4: Bodenregionen nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5; Ad-hoc-AG Boden 2005) in Deutschland



THÜNEN

Bodenregionen

in Deutschland nach Ad-hoc-AG Boden (2005)

- nicht definiert
- Küstenholozän (Watt, Marsch, Podsol-Regosol, Lockersyrosem)
- Überregionale Flusslandschaften
- Jungmoränenlandschaften
- Altmoränenlandschaften
- Deckenschotterplatten und Tertiärhügelländer im Alpenvorland
- Löss- und Sandlösslandschaften
- Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sedimentgesteinen im Wechsel mit Löss
- Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen carbonatischen Gesteinen
- Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen
- Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten
- Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern
- Alpen

Die relative Häufigkeit der Beprobungspunkte der BZE-LW in den Leitbodenassoziationen der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK1000; Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2013, hier genutzte Version von 2007) der einzelnen Bodenregionen wurde verglichen mit den jeweiligen Flächenanteilen der Leitbodenassoziationen. Dies erfolgte stratifiziert nach Bodenregionen und differenziert nach den drei Landnutzungsarten Acker, Dauergrünland und Sonderkulturen. Die Zuordnung der Beprobungspunkte der BZE-LW zu den Leitbodenassoziationen erfolgte am Thünen-Institut für Waldökosysteme (Grüneberg 2018) anhand der Standortfaktoren, Ausprägungen und Merkmale, die im Rahmen der Standortaufnahme kartiert wurden. Diese Arbeiten sind noch nicht vollständig abgeschlossen, so dass in vorliegender Analyse ein Zwischenstand von 2871 Beprobungspunkten ausgewertet wurde. Wie bei Düwel et al. (2007) beschrieben, wurden die Abweichungen zwischen den beiden Verfahren berechnet und als relative Übereinstimmung nach Tabelle 2-6 bewertet. Dabei wurde in beiden Erhebungssystemen, differenziert nach Bodenregion und Landnutzungsart, der Anteil der Leitbodenassoziationen an der Summe der jeweiligen Straten bestimmt. Für den Vergleich der Erhebungssysteme wurden die Flächenanteile der Leitbodenassoziationen einer Landnutzungsart im jeweiligen Stratum aufsummiert; dabei wurde der jeweils kleinere Wert aus einem der beiden Systeme (BZE-LW oder BÜK1000) in Rechnung gestellt (bei Nichtvorkommen einer Leitbodenassoziation in einem der beiden Systeme war die Übereinstimmung = 0 %) und die sich daraus ergebende Summe als relative Übereinstimmung nach Tabelle 2-6 bewertet.

Tabelle 2-6: Bewertungsschema für die inhaltliche Übereinstimmung der Flächenanteile von Leitbodenassoziationen ermittelt anhand der Bodenkartierung der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft sowie der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2013, nach Düwel et al. 2007)

Übereinstimmung (%)	Bewertung
> 80	sehr gut
> 60-80	gut
> 40-60	mittel
> 20-40	gering
< 20	sehr gering

Zur relativen Verbreitung von einzelnen Bodenklassen gibt es kein kartographisches Werk, das einen direkten Vergleich mit den Beprobungspunkten der BZE-LW ermöglicht. Die Leitbodenassoziationen der BÜK1000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2013) setzen sich jeweils aus mehreren Bodenklassen zusammen. Für einen ersten groben Vergleich wurden Informationen der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2007a) zur Häufigkeit verschiedener Bodenklassen in Deutschland herangezogen.

Der Anteil und die räumliche Lage der Beprobungspunkte der BZE-LW, die Moor- und weitere kohlenstoffreiche Böden waren, wurde verglichen mit dem Flächendatensatz zu den organischen

Böden in Deutschland (Aktivitätsdaten organische Böden; verändert nach Fell et al. 2012) im Verschnitt mit dem Basis-DLM des ATKIS® (Stand: 01.09.2016, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie). Der Flächendatensatz ist ein Rasterdatensatz (25 x 25 m), der z. B. mit Infrastrukturelementen verschnitten wurde und somit entsprechend „rasterförmige“ Lücken aufweist. Diese Lücken wurden vor dem Verschnitt aufgefüllt.

Die relative Verbreitung der landwirtschaftlichen Betriebsform, auf deren Fläche ein Beprobungspunkt der BZE-LW lag, wurde verglichen mit statistischen Daten für das Jahr 2016 des BMEL (2016a). Hierbei war zu beachten, dass sich die Definition der Betriebsformen nach EU-Typologie (BMEL 2018a) zusätzlich nach wirtschaftlichen Kriterien und der Betriebsgröße richtet. Für diesen Bericht wurden als "reine Marktfruchtbetriebe" alle Ackerbaubetriebe, Gartenbaubetriebe, Dauerkulturbetriebe sowie Pflanzenbauverbundbetriebe definiert. Futterbau-, Veredelungs- und Viehhaltungsverbundbetriebe, wurden als "Futterbau- oder viehhaltender Betrieb" eingestuft. Die Pflanzenbauviehhaltungsverbundbetriebe wurden der "Mischform" zugeordnet. Zusätzlich wurden Ackerbaubetriebe, die auf Getreide, Ölsaaten und Eiweißpflanzen spezialisiert sind, aufgrund eines hohen angegebenen Anteils an Tierhaltung aus der Kategorie der Marktfruchtbetriebe herausgenommen und der Mischform zugerechnet.

2.5.2 Organischer Kohlenstoff in Dichtefraktionen des Bodens

Organische Bodensubstanz besteht aus komplexen Verbindungen, welche auf unterschiedliche Art und Weise stabilisiert werden und sich daher in ihrer Mineralisierungsgeschwindigkeit und Verweildauer im Boden unterscheiden (Lehmann & Kleber 2015, Zimmermann et al. 2007). Die meisten Modelle, die den Effekt von Standortbedingungen und Flächenbewirtschaftung auf die organische Bodensubstanz und damit auf C_{org} im Boden beschreiben, machen sich diesen Sachverhalt zu Nutze: Sie nehmen vereinfacht an, dass C_{org} im Boden aus verschiedenen Pools mit diskreten Verweildauern aufgebaut ist (z. B. labiler Pool = kurze Verweildauer, intermediärer Pool = mittlere Verweildauer und stabiler Pool = lange Verweildauer s. a. Kapitel 2.5.6) – auch wenn die Verweildauer des C_{org} inzwischen meist als ein Kontinuum angesehen wird (Lehmann & Kleber 2015). Mittels physikalischen und/oder chemischen Fraktionierungsansätzen wird versucht, diesen konzeptionellen C_{org}-Pools experimentell definierte C_{org}-Fraktionen zuzuordnen bzw. die theoretischen C_{org}-Pools vollständig durch experimentell definierte Fraktionen zu ersetzen (Poeplau et al. 2018). Fraktionen des C_{org} können unterschiedlich schnell auf Änderungen der Flächenbewirtschaftung reagieren und damit rasch zeichnende Indikatoren für eine Veränderung des C_{org}-Vorrates im Boden sein (Chimento et al. 2016, Poeplau & Don 2013). Im Rahmen der BZE-LW wurde eine Dichtefraktionierung der organischen Substanz im Oberboden durchgeführt um den relativen und absoluten Anteil dieser Fraktionen am Gesamt-C_{org} zu bestimmen (s. Kapitel 2.4.2) – die Fraktionen werden nachfolgend als "C_{org}-Fraktionen" bezeichnet. Die leitenden Fragestellungen hierbei waren:

- Welchen Einfluss hat die aktuelle Landnutzungsart auf das Vorkommen von POM und von an Mineraloberflächen gebundener und damit stabilisierter organischer Substanz (MOM = mineralassoziiertes organisches Material) im Oberboden?
- Gibt es regionale Unterschiede in der relativen Bedeutung der beiden C_{org}-Fraktionen „POM“ und „MOM“ und wodurch werden diese gesteuert?
- Welchen Einfluss hat die historische Landnutzung auf die C_{org}-Fraktionen?
- Was sind die wichtigsten Einflussgrößen für die räumliche Verteilung von POM und MOM im Oberboden in Deutschland?
- Ist der Vorrat an POM ein geeigneter Indikator für die Stabilität und Zersetzbarkeit und damit für die Vulnerabilität von C_{org} im Boden?

Es wurde das etablierte Dichtefraktionierungsverfahren nach Golchin et al. (1994), das die leichten POM-Bestandteile von der mineralgebundenen organischen Bodensubstanz trennt, eingesetzt. Das zeitaufwendige Verfahren wurde an den Oberböden (0-10 cm) der 145 repräsentativen Standorte durchgeführt (s. Kapitel 2.4.2). Für alle übrigen Beprobungspunkte wurde der Anteil sowie der C_{org}-Gehalt der Fraktionen POM und MOM mittels NIRS vorhergesagt, nachdem sich diese als schnelle und akkurate Methode zur Vorhersage von C_{org}-Fraktionen herausgestellt hat (Vos et al. 2018, s. Kapitel 2.4.2).

Zur Prüfung des Einflusses der historischen Landnutzung wurde die Landnutzungsart der Beprobungspunkte zu Zeiten der Preußischen Landesaufnahme (1840-1940) recherchiert (s. a. Kapitel 2.5.4). Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichtes lag diese Information für 796 Beprobungspunkte aus den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern (GeoBasis-DE/M-V 2017), Niedersachsen (Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen (LGLN)), Nordrhein-Westphalen (Land NRW 2017; s. g. Uraufnahme), Rheinland-Pfalz (GeoBasis-DE / LVermGeoRP 2017), Schleswig-Holstein (Landesamt für Vermessung und Geoinformation Schleswig-Holstein) vor.

Einflussgrößen für die Verteilung des C_{org} im Boden auf die verschiedenen Fraktionen wurden in den allermeisten Studien auf die Skalenebene eines oder weniger Standorte beschränkt (Helfrich et al. 2006, John et al. 2005, Wiesmeier et al. 2014b). Nur wenige Studien arbeiteten bisher auf regionaler Skalenebene (Poeplau & Don 2013, Wiesmeier et al. 2015). Nach der Vorhersage der C_{org}-Fraktionen mittels NIRS für alle Beprobungspunkte der BZE-LW war es möglich auch die Einflussgrößen für die Variabilität der Verteilung des C_{org} im Boden auf die zwei Fraktionen POM und MOM zu analysieren. Dazu wurde der in Kapitel 2.5.5 beschriebene *cforest*-Algorithmus genutzt. Als zusätzliche mögliche Einflussgrößen wurden der C_{org}-Gehalt und das C:N-Verhältnis des Bodens integriert (s. Tabelle A9, Tabelle A10). Für die Auswertung wurde der Datensatz stratifiziert nach der Landnutzungsart (Acker bzw. Dauergrünland). Der Datensatz wurde daher zusätzlich geteilt *in Böden ohne schwarz-humose Sande („normale“ Böden; n = 2269) und schwarz-humose Sande* (n = 183; s. Kapitel 2.5.1).

2.5.3 Eintrag an organischem Kohlenstoff in Böden

Eine wichtige Einflussgröße für den Vorrat und die Dynamik von C_{org} im Boden ist der regelmäßige C_{org}-Eintrag durch das landwirtschaftliche Management (z. B. Erntereste, organischer Dünger). Auf Grundlage der im Fragebogen gemachten Angaben zur Flächenbewirtschaftung der Beprobungspunkte (Kapitel 2.3) wurde der mittlere jährliche C_{org}-Eintrag sowie dessen Humus-Reproduktionswirkung für alle Beprobungspunkte der BZE-LW berechnet. Zentrale Ziele dieser Studie waren:

- Die Menge und Quellen des C_{org}-Eintrages und dessen Humus-Reproduktionswirkung in Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung zu ermitteln,
- die regionale Verteilung des C_{org}-Eintrages und ihre Beziehung zu Betriebsstrukturen abzubilden sowie
- eine C_{org}-Eintragsfunktion, die auf für Deutschland gültigen Basisdaten beruht, für die prozessorientierte Modellierung (Kapitel 2.5.6) zu entwickeln.

Ertragslückenfüllung

Der jährliche C_{org}-Eintrag durch die angebauten Hauptfrüchte wurde auf Basis der Erträge berechnet. Nicht in allen Fällen konnten jedoch die befragten Landwirte den Ertrag der angebauten Kulturarten für die Beprobungspunkte unter Ackernutzung berichten. Diese Datenlücke wurde standort- und kulturartspezifisch mittels statistischer Erträge aus den Landkreisen, der Bundesländer bzw. des Bundes ergänzt (Döhler et al. 2009; Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2007, 2014; Statistisches Bundesamt 2003, 2004a, 2004b, 2004c, 2005a, 2005b, 2005c, 2006a, 2006b, 2006c, 2006d, 2007a, 2007b, 2007c, 2008a, 2008b, 2009a, 2009b, 2009c, 2009d, 2010a, 2010b, 2010c, 2011a, 2011b, 2011c, 2012a, 2012b, 2013a, 2013b, 2014a, 2014b, 2015a, 2015b, 2016a, 2016b, 2017a, 2017b, 2018a, 2018b; Technologie- und Förderzentrum (TFZ) im Kompetenzzentrum für nachwachsende Rohstoffe 2007; Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft 2005). Waren Daten aus der Landkreisstatistik nicht verfügbar, wurde die Bundeslandstatistik genutzt und im nächsten Schritt die Bundesstatistik bzw. ein eigener Standardwert. Jedem fehlenden Ertragswert wurde so ein statistischer Wert zugeordnet. Zur Anpassung dieser statistischen Daten an das Ertragsniveau des Betriebes wurden die statistischen Werte nach Formel [14] um das Ertragsniveau korrigiert. Hierbei war

$$Ertragsniveau = \frac{Ertrag_{berichtet}}{Ertrag_{Statistik}} * 100 \qquad [14]$$

Diese Anpassung konnte kulturartspezifisch nur dann durchgeführt werden, wenn in mindestens zwei Anbaujahren der Ertrag der Kulturart berichtet wurde. War dies nicht der Fall und lagen jedoch Ertragswerte für mindestens zwei andere Kulturarten vor, erfolgte die Anpassung nach Ertragsniveau kulturartunspezifisch für den gesamten Standort. Die Anpassung blieb aus (direkte Übernahme der statistischen Daten) wenn keinerlei Ertragswerte berichtet wurden.

Wurde eine Kulturart nicht geerntet (Ertrag = 0 t ha^{-1}), sondern ihre gesamte Biomasse auf der Fläche hinterlassen, z. B. bei Stilllegung oder nach Extremwetterereignissen, mussten zur Bestimmung des C_{org}-Eintrages in den Boden kulturartspezifische Äquivalente für einen potentiellen Ertrag angenommen werden. Dieser war nach eigenen Abschätzungen: Stilllegung: 15 t FM ha^{-1}, Gras: 15 t FM ha^{-1}, Winterroggen: 2,5 t FM ha^{-1}, Klee (Ganzpflanzenernte): 17,5 t FM ha^{-1}, Feldgras mit Leguminosen (Ganzpflanzenernte): 15,5 t FM ha^{-1}, Futterleguminosen (Ganzpflanzenernte): 17,5 t FM ha^{-1}, Winterweizen: 4,0 t FM ha^{-1}, Futterleguminosen (Körnerernte): 1,5 t FM ha^{-1}, Feldgras ohne Leguminosen (Körnerernte): 0,5 t FM ha^{-1}, Winterraps: 18,0 t FM ha^{-1}.

Für die Beprobungspunkte unter Dauergrünlandnutzung wurden in ca. 50 % der Fälle Erträge durch die Landwirte angegeben. Je nach Typ der Dauergrünlandnutzung (Wiese, Weide oder Mähweide) wurde die Ertragslückenfüllung spezifisch angepasst: Für Wiesen waren in den statistischen Daten keine Angaben zur Schnitthäufigkeit gegeben. Da die Schnitthäufigkeit den Ertrag deutlich beeinflusst (Wendland et al. 2012), wurden die statistischen Erträge an die in der Regel im Fragebogen angegebene Schnitthäufigkeit mittels eines Faktors angepasst (Tabelle A3; Amt für Statistik Berlin-Brandenburg 2017; Bayrisches Landesamt für Statistik 2016; Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum (DLR) Eifel 2006; Hessisches Statistisches Landesamt 2018; Landesamt für Statistik Niedersachsen, 2018; Landesbetrieb Information und Technik Nordrhein-Westfalen 2018; Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft 2007; Statistisches Amt Mecklenburg-Vorpommern 2018; Statistisches Amt Saarland 2018; Statistisches Bundesamt 2018b; Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 2017; Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen 2018; Statistisches Landesamt Sachsen-Anhalt 2018; Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz 2018; Statistikamt Nord 2018; Stephan et al. 2017; Thüringer Landesamt für Statistik 2016). Der Faktor ergab sich aus der Annahme, dass die statistischen Daten eine Schnitthäufigkeit von 2,66 – der mittleren Schnitthäufigkeit aus dem Datensatz der BZE-LW – repräsentieren. Lag der statistische Ertrag ≥ 1,7 t TM ha^{-1} und war ein im Feld verbleibender Mulchschnitt berichtet worden, wurden 1,7 t TM ha^{-1} von dem Ertragswert subtrahiert; bei statistischen Werten von < 1,7 t TM ha^{-1} erfolgte dieser Schritt nicht. Dieser Wert entspricht dabei dem mittleren Zuwachs nach dem ersten Schnitt, wie von Wendland et al. (2012) aus Feldversuchen zusammengestellt.

Für Weiden bezeichnet der Begriff „Ertrag“ die von den Tieren aufgenommene Biomasse. Zur Ertragslückenfüllung wurde hierbei auf die im Fragebogen angegebenen Großvieheinheiten pro ha auf dem Beprobungspunkt genutzt: Die aufgenommene Biomasse wurde mit einem mittleren Wert für alle ausgewachsenen Rinderarten (3,7 t TM $Tier^{-1}$ a^{-1}, Rösemann et al. 2017) errechnet. Lagen keine Angaben zu Großvieheinheiten vor, wurden die für den gesamten Betrieb (Betriebsstruktur) angegebene Anzahl an Tieren, deren Haltungsart und ggf. die Anzahl an Weidetagen durch die Grünlandfläche des Betriebes geteilt; die aufgenommene Biomasse wurde tierspezifisch berechnet auf Grundlage der Standardwerte nach Rösemann et al. (2017, Tabelle A4).

Für Mähweiden wurde der Term „Ertrag“ in abgefahrene Biomasse (tatsächlicher Ertrag) und von Tieren aufgenommene Biomasse aufgeteilt. Anstelle statistischer Daten wurde die berichtete Schnitthäufigkeit mit 1,7 t TM ha^{-1} (nach Wendland et al. 2012) multipliziert. Wurde ein im Feld

verbleibender Mulchschnitt berichtet, wurde die Schnitthäufigkeit um 1 reduziert. Die durch Tiere aufgenommene Biomasse wurde wie oben beschrieben ermittelt.

Für die Berechnung des C_{org}-Eintrages in Böden unter Dauergrünlandnutzung war die Abschätzung eines Gesamtbiomasseaufwuchses notwendig. Hierfür wurde davon ausgegangen, dass zusätzlich zu der Summe aus Ertrag, durch Tiere aufgenommene Biomasse und Mulchschnitt 30 % Biomasse nach dem letzten Schnitt bzw. vor/nach der Beweidung durch Tiere aufwachsen (Christensen et al. 2009).

Berechnung des jährlichen Kohlenstoffeintrages

Der C_{org}-Eintrag aus verschiedenen Quellen des landwirtschaftlichen Managements wurde zunächst für jedes im Fragebogen berichtete Anbaujahr ermittelt. Schließlich wurde pro Beprobungspunkt für jede Quelle der Mittelwert gebildet.

Quellen für den C_{org}-Eintrag in Böden unter Ackernutzung sind:

- ober- und unterirdische Biomasse der Hauptfrucht: ggf. im Feld verbleibende Erntereste, Stoppeln, Wurzeln, Wurzelexsudate,
- ober- und unterirdische Biomasse von Zwischen- bzw. Nebenfrucht: ggf. im Feld zur Gründüngung eingearbeiteter Aufwuchs, Wurzeln, Wurzelexsudate sowie
- organische Düngung.

Der jährliche C_{org}-Eintrag durch die angebauten Hauptfrüchte wurde ausgehend vom berichteten bzw. durch die Ertragslückenfüllung errechneten Ertrag abgeleitet. Hierbei wurde das Konzept der C_{org}-Allokationsfaktoren (Bolinder et al. 2007) genutzt; dabei wird davon ausgegangen, dass sich C_{org} stets nach festen kulturartspezifischen Faktoren in den einzelnen Pflanzenkompartimenten (Erntegut, Ernterest, Stoppeln, Wurzeln, Wurzelexsudate) verteilt. Derlei C_{org}-Allokationsfaktoren liegen als Literaturwerte vor, sie sind jedoch nicht für deutsche oder mitteleuropäische Anbaubedingungen erhoben worden. Im Rahmen einer umfassenden Literaturrecherche wurden für Deutschland gültige kulturartspezifische C_{org}-Allokationsfaktoren auf Grundlage von Ernteindices, C_{org}- und TM-Gehalten der Biomasse sowie neuesten Erkenntnissen zur unterirdischen Biomasse (Pausch & Kuzyakov 2018) ermittelt (Tabelle A5). Der Biomasseaufwuchs von Zwischenfrüchten wurde von den Landwirten nicht berichtet und daher aus Literaturwerten zusammengestellt (Tabelle A6); ein einheitlicher C_{org}-Gehalt der ober- und unterirdischen Biomasse von 470 g kg^{-1} (Vassilev et al. 2010) sowie ein Faktor für Netto-Rhizodeposition (Wurzelexsudate) von 31 % der jährlichen unterirdischen Wurzel-C_{org} Produktion (Pausch & Kuzyakov 2018) wurden zu Grunde gelegt. Wurde die oberirdische Biomasse von Zwischenfrüchten vom Feld abgefahren (Futter-/Energienutzung), wurde davon ausgegangen, dass 25 % der Biomasse als Stoppeln im Feld verbleiben (Bolinder et al. 2007). Die Art und Menge organischer Dünger wurden für jeden Beprobungspunkt durch die Landwirte berichtet. Für jede vorkommende Düngerart wurden ebenfalls C_{org}- und TM-Gehalte recherchiert (Tabelle A7) und auf die berichteten Angaben angewendet.

Böden unter Dauergrünlandnutzung erhalten C_{org}-Eintrag aus folgenden Quellen:

- ober- und unterirdische Biomasse des Grünlandaufwuchses: ggf. im Feld verbleibender Mulchschnitt, absterbende oberirdische Pflanzenanteile, absterbende Wurzeln, Wurzelexsudate sowie
- organische Düngung: ausgebrachte Düngemittel, weidende Tiere.

Zur Berechnung der oberirdischen, im Feld verbleibenden Biomasse wurde angenommen, dass ein Mulchschnitt 1,7 t TM ha^{-1} entsprach (s. o.) und dass 30 % der gesamten oberirdisch aufgewachsenen Biomasse nicht geerntet werden (s. o.; Christensen et al. 2009) und von diesen 50 % als totes organisches Material auf den Boden gelangen (Poeplau 2016). Der C_{org}-Gehalt der oberirdischen Biomasse wurde mit 450 g kg^{-1} (Bolinder et al. 2007) festgelegt. Auf Grundlage der Ergebnisse von Poeplau et al. (2018; s. a. Kapitel 2.5.8, 3.2.10.6) wurde für den unterirdischen jährlichen C_{org}-Eintrag ein konstanter Wert von 2,22 t C_{org} ha^{-1} berechnet. Der konstante Wert ergab sich aus der Annahme, dass die unterirdische Biomasse von Dauergrünland ertragsunabhängig ist; ferner wurde von einem jährlichen Absterben von 50 % des Wurzelmaterials (Gill & Jackson 2000) sowie einer Netto-Rhizodeposition (Wurzelexsudate) von 31 % der jährlichen unterirdischen Wurzel-C_{org} Produktion (Pausch & Kuzyakov 2018) ausgegangen. Einträge an C_{org} aus organischen Düngemitteln wurden wie oben beschrieben berechnet. Der C_{org}-Eintrag durch die Exkretionen weidender Tiere wurden auf Grundlage der ermittelten Anzahl und Art der auf der Fläche weidenden Tiere (s. o.) und mit Hilfe von Standardwerten für den C_{org}-Gehalt in den Exkrementen berechnet (Tabelle A4).

Einträge an C_{org} in den Boden werden zu einem großen Teil durch heterotrophe lebende Mikroorganismen abgebaut. Nur ein relativ kleiner Anteil verbleibt im Boden und trägt langfristig zum Erhalt und Aufbau von organischer Bodensubstanz bei (s. g. Humus-Reproduktion). Durch Unterschiede in Qualität und Transformationsgrad der verschiedenen organischen Einträge ergeben sich auch Unterschiede in deren Wirkung auf die Humusdynamik (Humus-Reproduktionswirkung). Es ist somit sinnvoll, den hier berechneten C_{org}-Eintrag auch im Sinne seiner Humus-Reproduktionswirkung zu bewerten. In der deutschen Methode zur Humusbilanzierung der VDLUFA (Ebertseder et al. 2014) sind verschiedene organische Dünger und Erntereste mit Kennzahlen zur Humus-Reproduktion, welche in Abbauversuchen sowie Langzeitfeldversuchen ermittelt wurden, verzeichnet. Diese Kennzahlen mit der Einheit kg Humus-C je t FM Substrat wurden hier mit Hilfe der mittleren C_{org}- und Wassergehalte der jeweiligen Einträge in einen Humus-Reproduktionsfaktor umgerechnet (dimensionslos, von 0-1; Tabelle A8). Dieser bestimmt den langfristig stabilisierbaren („humuswirksamen“) Anteil des C_{org}-Eintrages und wurde auf letztere angewendet. Da besagte Kennzahlen lediglich für Ackernutzung vorliegen, wurde hier eine vergleichbare Humus-Reproduktionswirkung für Beprobungspunkte unter Dauergrünlandnutzung angenommen. Oberirdische Biomasse von Dauergrünland wurde dabei wie „Gründüngung“ behandelt. Die in der aktuellen VDLUFA-Humusbilanzmethode angegebene Kennzahl für Stroh (100 kg Humus-C pro t FM Substrat) wurde im aktuellen Leitfaden zur Humusversorgung als zu hoch eingeschätzt (Kolbe & Zimmer 2015). Alternativ wurde dort die Kennzahl von 80 kg Humus-C t^{-1} FM^{-1} $Stroh^{-1}$, welche hier übernommen wurde, vorgeschlagen. Für den quanti-

tativ bedeutsamen wurzelbürtigen C_{org}-Eintrag steht in der VDLUFA-Methode ebenfalls keine Kennzahl zur Verfügung. Es ist allerdings bekannt, dass Wurzeln eine deutlich höhere s. g. Humus-Reproduktionswirkung als oberirdische Pflanzenteile haben (Kätterer et al. 2011, Rasse et al. 2005), dabei wurde häufig der Faktor 2,3 gefunden. Dieser wurde hier auf den mittleren Humus-Reproduktionsfaktor aller oberirdischen Pflanzenteile angewendet, was einen Humus-Reporduktionsfaktor von 0,43 für Wurzeln ergab.

2.5.4 Landnutzungshistorie – Recherche und Einfluss auf Vorrat an organischem Kohlenstoff

Die Landnutzungshistorie kann für den aktuellen C_{org}-Vorrat im Boden eine erhebliche Bedeutung haben. Die Landschaftsgeschichte Niedersachsens ist in diesem Zusammenhang von großem Interesse, da viele der heutigen landwirtschaftlichen Flächen eine historische Heidenutzung oder Moorvegetation aufweisen. In Form einer Pilotstudie wurde die Landnutzungshistorie aller Beprobungspunkte der BZE-LW auf mineralischen Böden unter aktueller Acker- und Dauergrünlandnutzung in Niedersachsen recherchiert und in Zusammenhang mit dem aktuell gemessenen C_{org}-Vorrat interpretiert. Die leitenden Fragestellungen waren:

- Wie änderte sich die Landnutzung in den letzten zwei Jahrhunderten?
- Welchen Einfluss haben die historische Landnutzung und die Zeitdauer der aktuellen Landnutzung auf den C_{org}-Vorrat im Boden?

Die Landnutzungshistorie wurde mittels Karten der Kurhannoverschen Landesaufnahme (1760-1800), Karten des Landes Braunschweig (1750), Preußische Landesaufnahmen (historische Karten; 1870-1910) und topographische Karten (TK) im Maßstab 1:25.000 für die Zeiträume um 1950, 1970 und 1990 (Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen) rekonstruiert. Die Lage der Beprobungspunkte der BZE-LW wurde in der historischen Karte ausfindig gemacht und die damalige Landnutzungsart ermittelt. Für eine übersichtlichere Auswertung und einen ausreichenden Stichprobenumfang pro historischer Landnutzungsart wurden einige Nutzungsformen entsprechend der Fragestellungen aggregiert; z. B. wurde die Nutzung "Wald" aus "Laub- oder Misch- oder Nadelwald" zusammengefasst (Tabelle A9).

Zur Bearbeitung der zweiten Fragestellung wurde jedem Beprobungspunkt eine Vornutzungskategorie zugeordnet, welche sich nach der letzten Vornutzung und deren Zeitpunkt richtete. Dies galt auch für solche Beprobungspunkte, für die mehrere verschiedene Vornutzungen verzeichnet waren. Sollte also ein Beprobungspunkt unter aktueller Ackernutzung auf der Karte von 1990 z. B. als Grünland, allerdings zu Zeiten der Preußischen Landesaufnahme (1870-1910) als Wald kartiert worden sein, so wurde diesem Beprobungspunkt das eindeutige Attribut "Grünland bis 1990" zugewiesen. Aufgrund der zu erwartenden Einflüsse einer Moorvegetations- und Heidevergangenheit auf den aktuellen C_{org}-Vorrat im Boden, wurden bei mehrfachen Landnutzungswechseln die zusätzlichen Attribute Moor- bzw. Heidevergangenheit (ja/nein) zugeordnet. Da für die aktu-

elle Landnutzungsart "Sonderkultur" lediglich sieben Beprobungspunkte vorlagen, wurde sich bei der Auswertung auf Beprobungspunkte unter aktueller Acker- und Dauergrünlandnutzung konzentriert.

Weiterhin wurde der Datensatz in Anlehnung an die Definition und Besonderheit von schwarzhumosen Sanden (s. a. Kapitel 2.5.1) in Böden mit aktuellem C:N-Verhältnis > bzw. < 12 geteilt. Eine Hauptkomponentenanalyse (nicht gezeigt) bestätigte, dass sich Beprobungspunkte mit Heide- oder Moorvergangenheit (unabhängig vom Zeitpunkt der Nutzungsänderung) entlang der Hauptkomponente, die u. a. für das C:N-Verhältnis stand, von den übrigen Beprobungspunkten separierten. Der mittlere Sandgehalt aller Böden mit C:N-Verhältnis < 12 belief sich auf 36 ± 32 % und jener von Böden mit C:N-Verhältnis > 12 auf 85 ± 14 %. Es handelte sich also zugleich auch um eine grobe Trennung des Datensatzes nach Textur.

Kategorien mit einer Stichprobenanzahl < 10 wurden mit den angrenzenden (zeitlichen) Kategorien der gleichen Vornutzung zusammengefasst. Beprobungspunkte mit aktueller Ackernutzung und C:N-Verhältnis < 12, die bis 1800, 1910 und 1950 noch Grünland waren, wurden so z. B zur Kategorie "Grünland bis spätestens 1950" zusammengefasst. Für alle entstandenen Vornutzungskategorien in jedem Cluster wurden Mittelwerte für all jene Bodenparameter errechnet, die potentiellen Einfluss auf den C_{org}-Vorrat im Boden haben könnten. Diese sind in Tabelle 2-7 gelistet und dienten dazu, die Vergleichbarkeit der verschiedenen Vornutzungskategorien zu überprüfen.

Um den Einfluss der Vornutzung auf den C_{org}-Vorrat im Boden statistisch abzusichern, wurde der nicht-parametrische Kolmogorov-Smirnov-Test angewendet. Dieser überprüft, ob Verteilungen zweier Grundgesamtheiten voneinander abweichen. Die relativ hohe Anzahl von Beprobungspunkten mit aktueller Ackernutzung und Grünlandhistorie sowie solchen aktueller Dauergrünlandnutzung und Ackerhistorie ermöglichte zusätzlich eine zeitlich differenzierte Darstellung. Diese wurde in Anlehnung an die von Poeplau et al. (2011) entwickelten Funktionen vorgenommen, welche die relative Änderung des C_{org}-Vorrates im Oberboden nach Landnutzungsänderung beschreiben. Dafür wurde dem mittleren C_{org}-Vorrat der Böden in den Vornutzungskategorien Zeitspannen nach Landnutzungsänderung zugewiesen. Ausgangsjahr war dabei das Jahr 2010. Beprobungspunkte unter aktueller Ackernutzung, die bis 1990 z. B. noch Grünland waren wurden so zu "20 Jahre nach Änderung von Grünland zu Acker". Langzeitäckern oder -Grünländern wurde eine Zeit nach Umnutzung von 0 (Referenzniveau) bzw. 250 Jahren zugewiesen.

Tabelle 2-7: Mittlere Bodeneigenschaften der Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in Niedersachsen mit den verschiedenen Vornutzungskategorien innerhalb der vier ausgewiesenen Straten (aktuelle Landnutzungsart und Verhältnis von organischem Kohlenstoff zu Gesamtstickstoff (C:N)); FBV = Feinbodenvorrat; Grundwasserstufe als Mittelwert der Stufenbezeichung in Anlehnung an Ad-hoc-AG Boden (2005; s. a. Tabelle A1)

Stratum	Vornutzung	n	Sandgehalt (%)	Schluffgehalt (%)	Tongehalt (%)	pH-Wert ($CaCl_2$)	C:N	FBV 0-30 cm (t ha^{-1})	FBV 30-100 cm (t ha^{-1})	Grundwasserstufe
Acker, C:N < 12	Langzeitacker	65	26,9	56,8	16,4	6,9	9,6	4.028	9.169	5,6
	Grünland bis spätestens 1950	11	32,7	53,2	14,1	6,5	9,9	3.994	10.527	5,5
	Grünland bis 1970	10	48,7	33,7	17,6	6,5	9,6	4.170	10.515	5,2
	Grünland bis 1990	14	33,1	45,9	21,0	6,5	9,7	3.693	10.075	4,4
	Heide bis spätestens 1950	16	51,4	41,3	7,3	6,4	10,8	4.092	10.561	5,3
	Wald bis 1910	10	25,2	57,6	17,2	6,6	10,0	3.970	10.376	5,7
Acker, C:N > 12	Langzeitacker	37	73,1	21,1	5,9	5,8	14,5	4.026	10.413	5,6
	Grünland bis spätestens 1970	19	83,3	11,6	5,1	5,9	15,9	4.029	11.092	4,1
	Grünland bis 1990	25	84,4	11,7	3,9	5,7	17,1	3.935	11.057	4,4
	Heide bis spätestens 1900	25	82,7	13,3	4,0	5,8	15,5	4.029	10.870	5,5
	Heide bis spätestens 1990	10	86,8	9,9	3,3	6,0	17,0	4.088	10.874	4,8
	Moorvegetation bis spätestens 1970	10	87,7	9,0	3,3	5,7	17,8	4.162	11.253	4,4
	Wald bis spätestens 1990	13	82,1	14,0	4,0	5,9	14,8	4.183	10.432	5,2
Dauergrünland, C:N < 12	Langzeitgrünland	13	26,7	46,5	26,8	6,6	10	3.352	8.672	3,8
	Acker bis spätestens 1900	10	38,8	41,0	20,2	5,9	9,9	3.996	10.230	4,1
	Acker bis spätestens 1970	11	39,6	44,0	16,5	6,2	10,2	3.806	9.448	5,1
	Acker bis 1990	20	42,6	43,5	14,0	6,0	10,3	4.026	10.288	5,3
Dauergrünland, C:N > 12	Acker bis spätestens 1970	11	81,2	14,5	4,3	5,4	17,9	3.616	10.615	5,1
	Acker bis spätestens 1990	19	84,6	11,2	4,2	5,5	15,8	3.881	10.626	5,0
	Heide bis spätestens 1970	11	87,0	9,0	4,0	5,5	17,4	3.720	9.786	3,8

2.5.5 Variabilität des Gehaltes und Vorrates an organischem Kohlenstoff im Boden

Variabilität des Vorrates an organischem Kohlenstoff im Boden auf nationaler Skalenebene und deren Ursachen

Zur Analyse der Einflussgrößen auf die Variabilität des C_{org}-Vorrates im Boden wurde das maschinelle Lernverfahren „*conditional inference forest*“ (*cforest*; Hothorn et al. 2006) verwendet (s. a. Kapitel 2.5.7).

Die leitenden Fragestellungen hierbei waren:

- Welche Einflussgrößen bestimmen die Höhe und die Variabilität des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland?
- Unterscheiden sich diese Einflussgrößen zwischen Böden unter Ackernutzung und Böden unter Dauergrünland und in den verschiedenen Tiefenstufen?

Die potentiellen Einflussgrößen für den C_{org}-Vorrat in mineralischen Böden wurden zusammengetragen aus Laboranalysen, Daten aus dem Fragebogen zur Flächenbewirtschaftung (s. Kapitel 2.3) und aus der Standortaufnahme (s. Kapitel 2.2.2); ferner wurden geographischen Daten aus digitalen Geländemodellen und Klimadaten zu den jeweiligen Beprobungspunkten recherchiert. Zunächst enthielt der Datensatz über 200 mögliche Einflussgrößen. Dieser Datensatz wurde zunächst unter Fokussierung auf die Zielgröße C_{org}-Vorrat in einer Vorauswahl unterzogen. Es wurden nur Einflussgrößen mit deutlicher Beziehung zur Dynamik von C_{org} im Boden aufgenommen und Zielgrößen mit hoher Korrelation (z. B. Jahresniederschlag und Niederschlag in der Vegetationsperiode) aussortiert. Die Wichtigkeit der Einflussgrößen kann bei hoher Multikollinearität der Größen untereinander im *cforest*-Algorithmus verzerrt werden (Nicodemus et al. 2010). Um diesen unerwünschten Effekt auszuschließen, wurden die Korrelationen zwischen allen Einflussgrößen analysiert: Bei Fällen, in denen der Pearson Korrelationskoeffizient ≥ 0,8 war, wurde diejenige Einflussgröße mit der weitesten Spannweite im Datensatz belassen, während die mit der engsten Spannweite aus dem Datensatz entfernt wurde. Der finale Datensatz enthielt 57 potentielle Einflussgrößen, die die Standorteigenschaften, die Flächenbewirtschaftung, die Topographie und das Klima der Beprobungspunkte wiederspiegeln (Tabelle A9, Tabelle A10). Beprobungspunkte, zu denen Angaben zur Landnutzung oder einzelne Laborwerte fehlten, wurden aus dem Datensatz entfernt.

Der *cforest* Algorithmus ist ähnlich zum weitaus bekannteren *random forest* Algorithmus, einer nichtparametrischen Methode des maschinellen Lernens, welche das wiederholte Aufteilen des Datensatzes nutzt um die Beziehungen zwischen den potentiellen Einflussgrößen und der Zielvariable zu beschreiben (Breiman 2001; s. a. Kapitel 2.5.7). Hierbei ist zu beachten, dass sich

dadurch keine Kausalzusammenhänge ableiten lassen, sondern Beziehungsmuster. Erst durch Prozesskenntnisse über die Zielvariable ließe sich aus den identifizierten Beziehungsmustern eine Steuerungsfunktion ableiten. Zur besseren Lesbarkeit wird hier trotzdem der Begriff „Einflussgröße“ im Zusammenhang mit den *cforest*-Ananlysen genutzt. Dabei wird jedes einzelne Baummodell nur aus einem Teil des Gesamtdatensatzes generiert und der Modellfehler (MSE_{OOB}) kann durch eine Vorhersage der s. g. „*out-of-bag*“ (OOB)-Daten, welche nicht im Teildatensatz des jeweiligen Baumes genutzt wurden, nach Formel [15] abgeschätzt werden (Liaw & Wiener 2002):

$$\mathrm{MSE}_{\mathrm{OOB}} = n^{-1} \sum_{i=1}^{n} (z_i - \hat{z}_i^{\mathrm{OOB}})^2 \qquad [15]$$

hierbei ist n die Anzahl der OOB-Vorhersagen, z_i die Vorhersage für die i-te Beobachtung und $\hat{z}_i^{OOB}$ der Mittelwert aller OOB-Vorhersagen. Die Auswahl der jeweiligen Teildatensätze für die einzelnen Bäume geschah zufällig und ohne zurücklegen um eine verzerrte Gewichtung der Einflussgrößen mit vielen Klassen zu vermeiden (Strobl et al. 2007). Die Anzahl der möglichen Einflussgrößen, die bei jeder erneuten Unterteilung eines Baumes zur Auswahl standen, wurde optimiert nach der Methode von Hobley und Wilson (2016). Der *cforest*-Algorithmus wurde für jede Tiefenstufen-Landnutzungskombination zehn Mal wiederholt – jedes Mal mit einer Anzahl von 1000 Bäumen. Für jede Wiederholung wurde die Gewichtung der Einflussgrößen extrahiert und die ‘*relative variable importance*‘ (relative Wichtigkeit der Einflussgrößen), berechnet (Hobley et al. 2015). Diese wurde über alle zehn Modelle gemittelt. Die Modellgüte wurde anhand des Bestimmtheitsmaßes ermittelt, definiert über die erklärte Varianz der OOB-Vorhersagen, welche einen Validierungsdatensatz darstellen (Formel 16):

$$R^2 = 1 - \frac{\mathrm{MSE}_{\mathrm{OOB}}}{\mathrm{var}_z} \qquad [16]$$

hierbei ist var_z die Varianz in der Zielvariable. Die mittels Kreuzvalidierung berechnete Modelleffizienz zeigt, wie gut die unabhängigen Daten vorhergesagt wurden.

Die Ergebnisse des *cforest*-Algorithmus wurden verwendet um die wichtigsten Einflussgrößen für die Variabilität des C_{org}-Vorrates in mineralischen Böden zu identifizieren. Es wurden nur solche Einflussgrößen als wichtig angesehen, deren Gewichtung laut *cforest* höher war als in einem theoretischen Modell, in welchem alle Einflussgrößen gleich wichtig sind (Hobley et al. 2015). Die Einflussgrößen wurden in die drei Kategorien „Landnutzung und Flächenbewirtschaftung“, „Klima“ und „Standort“ eingeteilt.

Der relative Anteil aller Einflussgrößen einer Kategorie an der erklärten Varianz wurde ermittelt, indem die ‚*relative variable importance*‘ der Einflussgrößen der jeweiligen Kategorie aufsummiert wurde. Unterschiede der Landnutzungsarten und der Tiefenstufen hinsichtlich ihrer Bodeneigenschaften wurden mittels unabhängiger t-Tests analysiert. Wo zutreffend, wurden die *p*-Werte mit der Holm-Bonferroni Methode für multiples testen korrigiert. Wenn die Voraussetzungen für

parametrische Tests nicht erfüllt waren, wurde der Wilcoxon Rangsummentest verwendet. Korrelationen zwischen wichtigen Einflussfaktoren wurden mittels Spearman-Korrelation ermittelt.

Kleinräumige Variabilität des Gehaltes und Vorrates an organischem Kohlenstoff im Boden

Die kleinräumige Variabilität des C_{org}- Gehaltes und -Vorrates in den mineralischen Böden der einzelnen Beprobungspunkte wurde mittels der acht gezogenen Bohrkerne (Expositionssondierungen; s. Kapitel 2.2.2) analysiert. Die leitenden Fragestellungen hierbei waren:

- (1): Gibt es systematische Unterschiede in C_{org}-Gehalt, TRD_{FB} und C_{org}-Vorrat analysiert aus den Expositionssondierungen und Profilgruben und sind diese Unterschiede abhängig von der Landnutzungsart, der Textur oder den Bodenklassen?
- (2): Wie hoch ist die kleinräumige Variabilität des C_{org}-Gehaltes, der TRD_{FB} und des C_{org}-Vorrates in unterschiedlichen Bodentiefen und ist diese Variabilität abhängig von der Landnutzungsart, der Textur oder den Bodenklassen?
- (3): Was ist die minimal detektierbare Differenz (MDD) des C_{org}-Vorrates, z. B. bei einer möglichen Wiederbeprobung mittels Rammkernsondierungen in verschiedenen Straten (Landnutzungsart, Bodenklasse bzw. Moorklasse) und Skalenebenen ("Deutschland", "Beprobungspunkt")?

Da zum Zeitpunkt der Berichtserstellung noch nicht alle Analysen für die Proben aus den Expositionssondierungen abgeschlossen waren, lag der Stichprobenumfang bei n = 709. Ferner wurde nach Landnutzungsart und Bodentiefe (Oberboden: 0-30 cm, Unterboden: 30-100 cm, gesamtes Bodenprofil = 0-100 cm) stratifiziert. Beprobungspunkte, an denen die beprobten Tiefenstufen von Profilgrube und Expositionssondierung nicht übereinstimmten, wurden aus diesem Datensatz entfernt.

Zur Bearbeitung von Fragestellung 1 wurde für jeden Beprobungspunkt die relative und die absolute Abweichung zwischen Daten aus Expositionssondierung und aus Profilgrube berechnet und hieraus Median, Mittelwert und Standardfehler für die jeweiligen Straten berechnet. Aufgrund der schiefen Verteilung der Werte ist der Median besser zur Darstellung der systematischen Unterschiede geeignet als der Mittelwert, weil er weniger von Ausreißern beeinflusst wird. Um zu klären, ob die Faktoren Landnutzungsart, Textur und Bodenklasse systematische Abweichungen zwischen Expositionssondierung und Profilgrube erzeugen, wurden lineare Regressionsmodelle erstellt, bei denen die relative Abweichung zwischen Profilgrube und Expositionssondierung als abhängige Variable und Landnutzung, Bodenklasse und Textur als unabhängigen Variablen eingingen. Mittels einer Varianzanalyse wurde geprüft, welche der unabhängigen Variablen einen signifikanten Einfluss auf die relativen Abweichungen zwischen Profilgrube und Expositionssondierungen haben. Das Signifikanzniveau lag bei $\alpha = 5$ %.

Fragestellung 2 wurde beantwortet, indem Mittelwert, Standardabweichung und Variationskoeffizient der Analysewerte aus den Proben aus Expositionssondierungen für jeden Beprobungspunkt bestimmt wurden. Lineare Regressionsmodelle wurden erstellt wie für Fragestellung 1.

Zur Bearbeitung von Fragestellung 3 wurde aus den verfügbaren Daten der Expositionssondierungen die MDD des C_{org}-Vorrates berechnet. Dies wurde sowohl auf der Skalenebene „Deutschland“, als auch stratifiziert nach Landnutzungsart und Bodenklasse und für jeden einzelnen Beprobungspunkt umgesetzt. Die MDD wurde nach Zar (1984) entsprechend Formel [17] berechnet:

$$MDD = \sqrt{\frac{s_d^2}{n} \times (t_{\alpha(2),v} + t_{\beta(1),v})^2} \quad [17]$$

hierbei ist s^2_d die Varianz der Unterschiede zwischen zwei Beprobungsterminen – diese wurde abgeschätzt aus der kleinräumigen Variabilität auf Grundlage des hier ausgewerteten Datensatz (Stand Mai 2018); n ist die Anzahl der zu erwartenden Messungen einer Wiederholungsbeprobung – für die Skalenebene „Deutschland“ wurden alle 3104 Beprobungspunkte der BZE-LW genutzt, für die Straten „mineralischer Boden unter Acker-„ bzw. „unter Dauergrünlandnutzung“ wurden behelfsweise alle im Juni 2018 in der Datenbank vorliegenden Beprobungspunkte einbezogen (vor einer möglichen Wiederholungsbeprobung ist diese Analyse zu aktualisieren), für die Skalenebene „Beprobungspunkt“ wurden die hier durchgeführten acht Bohrkernentnahmen mittels Rammkernsondierung genutzt; t ist der Wert der standardisierten Normalverteilung beim Signifikanzniveau α, der Wahrscheinlichkeit eines Fehlers zweiter Art β und der Anzahl der Freiheitsgrade v. In dieser Auswertung wurden ein Signifikanzniveau α = 5 % und eine statistische Power (1-β) von 0,8 gewählt.

2.5.6 Prozessbasierte Modellierung der Änderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff in mineralischen Oberböden

Die durchgeführten Auswertungen sollen Aufschluss über mögliche, deutschlandweite Änderungen des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden geben. Verschiedene Veröffentlichungen zu managementbedingten Änderungen von C_{org}-Gehalt bzw. -Vorrat in Böden kamen zu unterschiedlichen Ergebnissen (Capriel 2013, Höper & Groh 2012, Umweltbundesamt 2016a). Während Capriel (2013) von C_{org}-Verlusten u. a. durch Veränderungen von Fruchtfolgen oder Rückgang organischer Düngung in Bayern berichtete, gab es nach Höper & Groh (2012) sowie Umweltbundesamt (2016a) keine signifikanten Änderungen in landwirtschaftlich genutzten Böden Niedersachsens. Eine Quantifizierung der potentiellen Veränderung des C_{org}-Vorrates in Oberböden der Beprobungspunkte der BZE-LW war für den vorliegenden Bericht ausschließlich mit Bodenkohlenstoffmodellen möglich, da lediglich Daten von einer Probenahme zu einem Zeitpunkt vorlagen. Die zentralen Fragestellungen der Modellierung waren:

- (1) Zeigt der C_{org}-Vorrat landwirtschaftlich genutzter, mineralischer Böden unter den derzeitigen Klima- und Bewirtschaftungsbedingungen zunehmende oder abnehmende Trends?
- (2) Wie verändert sich der C_{org}-Vorrat in Böden unter andauernder Acker- bzw. Dauergrünlandnutzung sowie bei in der Vergangenheit liegenden Landnutzungsänderungen und gibt es in Deutschland regionale Unterschiede?
- (3) Welches sind die wesentlichen Einflussgrößen für Trends von C_{org}-Anreicherung bzw. -Verlust?

Für die Beantwortung dieser Fragen wurden mehrere Bodenkohlenstoffmodelle und Funktionen zur Abschätzung des C_{org}-Eintrages über Pflanzenreste in einem Modellensemble kombiniert. Ausgehend von dem gemessenen C_{org}-Vorrat wurden Vorratsänderungen im Oberboden bei gleich bleibender Bewirtschaftung modelliert.

Bodenkohlenstoffmodelle

Bodenkohlenstoffmodelle werden genutzt um experimentelle Daten räumlich und zeitlich zu inter- und extrapolieren sowie um Szenarien zu rechnen (Falloon & Smith 2010). Sie eigenen sich daher als Werkzeug zur Abschätzung der Veränderung des C_{org}-Vorrates in gut drainierten, mineralischen Böden. Die hierbei angewendeten Modelle wurden für grundwasserferne, mineralische Böden entwickelt. Dort, wo hohe Grundwasserstände anaerobe Zustände im Oberboden verursachen, sind diese Modelle ungeeignet, denn der Einfluss hoher Grundwasserstände auf den Wassergehalt und die Stoffdynamik im Oberboden wird in diesen Modellen nicht hinreichend beschrieben. Die Dynamik von Abbau und Speicherung des C_{org} in stark hydromorphen Böden wird vor allem durch den Wasserstand bzw. die Bodenfeuchte gesteuert (s. a. Kapitel 3.2.4.3). Die Bodenfeuchte geht nicht in allen verwendeten Modellen als Treiberfaktor ein und wird nicht nur durch klimatische Randbedingungen, sondern auch durch Wassermanagementmaßnahmen und Grundwasserzustrom gesteuert. Insbesondere zu letzterem ist für die Beprobungspunkte der BZE-LW nichts bekannt. Daneben werden die bodenhydrologischen Eigenschaften in den meisten Modellen durch die Textur angenähert, was bei Moorböden mangels mineralischer Textur nicht möglich ist und eine zusätzliche Erfassung der bodenhydraulischen Eigenschaften erfordern würde. Diese Gründe erlaubten für diese Böden keine entsprechende Abschätzung von C_{org}-Verlusten. Aus weiteren Projekten liegen jedoch Daten aus direkten Emissionsmessungen (s. Kapitel 3.3.4), die eine generelle Abschätzung der C_{org}-Verluste erlauben und Eingang in die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung gefunden haben (Umweltbundesamt 2016b), vor. Entsprechend wurden für die Modellierung von C_{org}-Vorratsänderungen in mineralischen Böden alle grundwassernahen Beprobungspunkte mit einer Grundwasserstufe von 1-3 (s. a. Karte 3-8) ausgeschlossen. Darüber hinaus wurden auch die schwarz-humosen Sande nicht berücksichtigt (s. a. Kapitel 2.5.1). Im Vergleich zu anderen, „normalen“ Böden zeichnet sich der C_{org}-Vorrat schwarzhumoser Sande durch eine verzögerte Mineralisationskinetik aus, was in den bestehenden Bodenkohlenstoffmodellen nicht ausreichend berücksichtigt wird (Springob et al. 2001, 2003).

Eine Grundannahme vieler Bodenkohlenstoffmodelle ist, dass sich Änderungen des C_{org}-Vorrates im Boden aus einer Gleichung aus C_{org}-Eintrag und dem mikrobiellen C_{org}-Abbau ergeben. Sind die Höhen von Eintrag und Abbau identisch, dann befindet sich der C_{org}-Vorrat im Boden im Fließgleichgewicht (s. g. „*steady state*“), d. h. es finden keine Änderungen des C_{org}-Vorrates statt. Der C_{org}-Abbau im Boden wird in der Modellvorstellung über eine Kinetik 1. Ordnung beschrieben, d. h. ein hoher C_{org}-Vorrat im Boden führt zu einem schnelleren und ein geringer Vorrat zu einem langsameren Abbau (Formel 18):

$$\frac{dC}{dt} = C * k + C_{in} \qquad [18]$$

Hierbei ist dC/dt die Veränderung des C_{org}-Vorrates im Boden pro Zeiteinheit (t C_{org} ha^{-1} a^{-1}), C der aktuelle C_{org}-Vorrat (t C_{org} ha^{-1}), k die Abbaukonstante (a^{-1}) und C_{in} ist der C_{org}-Eintrag aus Pflanzenresten und organischer Düngung (t C_{org} ha^{-1} a^{-1}). Der C_{org}-Eintrag wird mittels allometrischer C_{org}-Eintragsfunktionen abgeleitet. Die Abbaukonstante k wird im jeweiligen Modell in Abhängigkeit von Bodenfeuchte, Temperatur, bodenphysikalischen Parametern und der Qualität des C_{org}-Eintrages modifiziert. Diese standort- und witterungsbedingten Modifikationen steuern die Abbaudynamik des C_{org}-Vorrates (s. a. Tabelle 2-8).

Modellentwicklung

Die Modellentwicklung war in den Grundzügen für Böden unter Acker- und unter Dauergrünlandnutzung gleich. Phasen von Grünlandkulturanbau in Ackerfruchtfolgen (s. g. Grünlandwechselwirtschaft) wurden wie Dauergrünland behandelt. Ziel für diesen Bericht war es, geeignete Bodenkohlenstoffmodelle und C_{org}-Eintragsfunktionen miteinander zu kombinieren und durch die Bildung von Modellensembles die bestmögliche Anpassung für Böden unter Acker- bzw. Dauergrünlandnutzung unter Anbausituationen in Deutschland zu erreichen. Im Gegensatz zu Einzelmodellen, die konkrete Entwicklungen des C_{org}-Vorrates im Boden berechnen, beschreiben die Multimodelensembles zusätzlich die zugeordneten Unsicherheitsintervalle, die sich aus Modell- und Parameterunsicherheiten ergeben.

In der Literatur werden unterschiedliche Bodenkohlenstoffmodelle, welche meist auf der Annahme basieren, dass sich der gesamte C_{org}-Vorrat im Boden in verschiedene „Pools“ einteilen lässt, beschrieben. Ein Pool charakterisiert dabei die angenommene Mineralisierungsgeschwindigkeit des C_{org}, also seine Verweildauer im Boden. Die Mineralisierung wird dabei durch klimatische (z. B. Temperatur, Niederschlag) und edaphische (z. B. Tongehalt) Faktoren beeinflusst. Die verschiedenen Bodenkohlenstoffmodelle unterscheiden sich in der Anzahl der Pools, der Klassifizierung der Pools und der Treiberfaktoren. Für diesen Bericht wurden sechs verschiedene Bodenkohlenstoffmodelle für die Entwicklung der Modellensembles für Böden unter Acker- bzw. Dauergrünlandnutzung verwendet:

- C-TOOL (Taghizadeh-Toosi et al. 2014a, Taghizadeh-Toosi & Olesen 2016),
- CCB (Candy Carbon Balance; Franko et al. 2011),
- ICBM (Introductory Carbon Balance Model; Andren & Kätterer 1997, Poeplau et al. 2015),
- Yasso07 (Tuomi et al. 2009, Tuomi et al. 2011),
- RothC (Coleman & Jenkinson 1995),
- Century (Parton et al. 1994).

Ausführliche Modellbeschreibungen und -Gleichungen sind der Originalliteratur zu entnehmen. In Tabelle 2-8 sind wichtigste Eigenschaften der Bodenkohlenstoffmodelle zusammengefasst. Im Folgenden werden die sechs Modelle kurz beschrieben und es wird auf die relevantesten vorgenommenen Veränderungen eingegangen. Das Bodenkohlenstoffmodell C-Tool hat im Oberboden (0-25 cm) drei konzeptionelle Pools. Der initiale C_{org}-Vorrat im Boden wurde mit Hilfe der von Taghizadeh-Toosi & Olesen (2016) bestimmten Proportionen auf die drei Pools aufgeteilt. Das CCB-Modell besteht aus drei konzeptionellen Pools, wobei einer langzeitstabil ist. Die Initialisierung der drei Kompartimente folgte Franko et al. (2011). Für das ICBM existieren mehrere Versionen. Hier wurde ICBM/2 mit den Modifikationen von Poeplau et al. (2015) verwendet. Dieses hat zwei Pools für jungen C_{org} (z. B. Wurzeln und Stroh) und einen Pool für alten C_{org}. Die Abbaurate der beiden jungen Pools ist identisch, aber der Humifizierungskoeffizient unterscheidet sich. Letzterer ist außerdem vom Tongehalt des Bodens abhängig (Poeplau et al. 2015). Die Initialisierung folgt Andren & Kätterer (1997). Das Modell Yasso07 teilt die Streu anhand seiner chemischen Zusammensetzung in fünf Pools. Im Gegensatz zu den anderen Modellen wird der Abbau nicht durch den Tongehalt des Bodens beeinflusst. Die initialen Fraktionen für die Pools wurden durch statische Werte festgelegt, die in Gleichgewichtsläufen ermittelt wurden. Die Fraktionen für die fünf Pools (die Namen entsprechen der Bezeichnung in Tuomi et al. 2009) waren A = 6,71 %, W = 0,42 %, E = 0,39 %, N = 4,04 % und H = 88,44 %. Das Modell RothC verwendet vier aktive Pools und einen inerten Pool zur Berechnung des C_{org}-Umsatzes. Die Initialisierung des inerten Pools folgt Falloon et al. (1998). Die aktiven Pools wurden mit Hilfe einer analytischen Lösung des RothC Modells in Abhängigkeit vom Tongehalt des Bodens, der mittleren monatlichen Bodentemperatur und der Bodenwasserverfügbarkeit initialisiert (Dechow et al. 2019). Das Modell Century besteht aus mehreren Modulen, die die Dynamik von C, N, Phosphor (P) und Schwefel im Boden-Vegetations-Atmosphären-System berechnen. Es wurde nur das Bodenkohlenstoffmodul, das acht C-Pools beinhaltet, verwendet. Organischer Kohlenstoff wird dabei sowohl an der Oberfläche als auch im Boden umgesetzt. Die Initialisierung folgte Falloon & Smith (2002).

Tabelle 2-8: Für die Entwicklung des Modellensembles genutzte Bodenkohlenstoffmodelle und deren wichtigsten Eigenschaften; C_{org} = organischer Kohlenstoff, N = Gesamtstickstoff

	C-TOOL[1,2]	CCB[3]	ICBM[4,5]	Yasso07[6,7]	RothC[8]	Century[9]
Anzahl Pools	3	3	3	5	5	8
langzeitstabiler Pool						
• vorhanden	nein	ja	nein	nein	ja	nein
• Identifikation Umfang	---	Oberfläche Mikroporen (geschätzt aus hydraulischen Eigenschaften)	---	---	initialer C_{org}-Vorrat: Tongehalt	---
Treiberfaktoren						
• Klima	Temperatur	Temperatur, Niederschlag	Temperatur, Niederschlag, Evapotransration, Interzeption (modelliert über Pflanzenwachstum)	Temperatur, Niederschlag	Temperatur, Niederschlag, Evapotranspiration	Temperatur, Evapotranspiration: Temperatur
• Boden	Tongehalt, C:N	Tongehalt, Schluffgehalt	Tongehalt, Bodenfeuchte, Bodentemperatur	-	Bodenfeuchte, Tongehalt	Sandgehalt, Tongehalt
• C_{org}-Eintrag	Art, Menge, Zeitpunkt	Art, Menge, Zeitpunkt	Art, Menge, Zeitpunkt als drei junge Pools (Wurzeln, Spross, organische Düngung)	Art, Menge, Zeitpunkt	Art, Menge, Zeitpunkt	N:Lignin, Ligningehalt

[1]Taghizadeh-Toosi et al. (2014a), [2]Taghizadeh-Toosi et al. (2016), [3]Franko et al. (2011), [4]Andren & Kätterer (1997), [5]Poeplau et al. (2015), [6]Tuomi et al. (2009), [7]Tuomi et al. (2011), [8]Coleman & Jenkinson (1995), [9]Parton et al. (1994)

Die Abschätzung, wieviel C_{org} aus Ernteresten, Wurzeln und Wurzeldeposition in den Boden gelangt, erfolgte mit Hilfe von C_{org}-Eintragsfunktionen innerhalb der Bodenkohlenstoffmodelle. In der Literatur gibt es für die Berechnung des C_{org}-Eintrages unterschiedliche Ansätze, die sich z. T. sehr deutlich unterscheiden und somit die Modellierung der Veränderung des C_{org} stark beeinflussen (Keel et al. 2017). Für die Entwicklung der Modellensembles wurde daher zusätzlich eine Auswahl an C_{org}-Eintragsfunktionen, die nach Landnutzungsarten differenzierten, berücksichtigt.

Folgende fünf C_{org}-Eintragsfunktionen wurden für das Modellensemble für Ackernutzung einbezogen:

- Bolinder (Bolinder et al. 2007),
- CCB (Franko et al. 2011),
- C-TOOL (Taghizadeh-Toosi et al. 2014a),
- IPCC-NIR (Eggleston et al. 2006, Rösemann et al. 2017) und
- BZE-Methode (s. Kapitel 2.5.3, 3.2.5)

Eine genaue Beschreibung der Funktionen und die entsprechenden Gleichungen sind der Originalliteratur zu entnehmen. Es wurde zwischen ober- (Streu, eingearbeitete Erntereste und Ertragsausfälle) und unterirdischen (Wurzeln und Wurzeldeposition) C_{org}-Einträgen unterschieden. Die Bezugstiefe für die Wurzeln variierte zwischen den C_{org}-Eintragsfunktionen, so dass zur besseren Vergleichbarkeit der unterirdische Eintrag mit Hilfe von Gale & Grigal (1987) auf eine Referenztiefe skaliert wurde.

Für Böden unter Dauergrünlandnutzung wurden sechs C_{org}-Eintragsfunktionen abgeleitet und einbezogen. Hierbei wurden verschiedene Ansätze verfolgt. Drei Literaturwerte zum Wurzel:Spross-Verhältnis wurden mit dem von Poeplau (2016) beschriebenen System des C_{org}-Eintrages verrechnet:

- 0,81 (C-TOOL; Taghizadeh-Toosi et al. 2014a),
- 0,96 (ICBM; Kuzyakov & Domanski 2000),
- 3,70 (Jackson et al. 1996). Die dazugehörigen Annahmen nach Poeplau (2016) waren:
  - 30 % der oberirdischen Nettoprimärproduktion verbleibt auf der Fläche (Christensen et al. 2009),
  - 50 % der verbleibenden oberirdischen, sowie der unterirdischen Biomasse wird jährlich umgesetzt und wird so zu C_{org}-Eintrag in den Boden (Gill & Jackson 2000),
  - pflanzliche Biomasse hat einen C_{org}-Gehalt von 45 % (Bolinder et al. 2007) und
  - die Netto-Rhizodeposition beträgt 31 % der jährlichen unterirdischen Wurzel-C_{org} Produktion (Pausch & Kuzyakov 2018).

Ferner wurde die C_{org}-Eintragsschätzung nach

- Bolinder et al. (2007), die als unterirdischen C_{org}-Eintrag eine Allokationsfunktion von 1,296 x oberirdischer Nettoprimärproduktion anwendet, genutzt.

Zwei weitere Ansätze, die von einem ertragsunabhängigen ober- bzw./und unterirdischen C_{org}-Eintrag ausgehen, wurden einbezogen:

- BZE-Methode: unterirdischer Eintrag statisch von 2,22 t C_{org} ha^{-1} (Poeplau et al. 2018; s. a. Kapitel 2.5.8, 2.5.3); oberirdischer Eintrag nach den Annahmen von Poeplau (2016; s. o.),
- CCB: statischer Gesamteintrag (ober- und unterirdisch) von 2,8 t C_{org} ha^{-1} (Franko 1997).

Die Nutzung ertragsunabhängiger Ansätze begründete sich in der Beobachtung, die bereits in mehreren Studien gezeigt werden konnte, dass die Produktion von unterirdischer Biomasse besonders bei starken Intensitätsgradienten in der Flächenbewirtschaftung völlig entkoppelt von der oberirdischen Biomasseproduktion ist (Hirte et al. 2018, Poeplau et al. 2018, Sochorová et al. 2016). Dies ist für Dauergrünland besonders relevant, da es innerhalb dieser Landnutzungsart einen sehr starken Intensitätsgradienten beim Flächenmanagement gibt.

Der C_{org}-Eintrag in den Boden durch organische Düngung wurde entsprechend der Angaben zur Flächenbewirtschaftung in die Modellierung integriert. Trockenmasse- und C_{org}-Gehalte der organischen Dünger wurden wie in Kapitel 2.5.2 beschrieben berechnet. Klimadaten für die Modellierung wurden vom Deutschen Wetterdienst (2017) abgerufen.

Modellevaluation mittels Daten von Bodendauerbeobachtungsflächen

Die sechs Bodenkohlenstoffmodelle wurden mit fünf C_{org}-Eintragsfunktionen für Böden unter Ackernutzung kombiniert, was 30 mögliche Modellkombinationen ergab. Für Böden unter Dauergrünlandnutzung waren es sechs Bodenkohlenstoffmodelle mal sechs C_{org}-Eintragsfunktionen. Die Evaluation und die Auswahl der für die Ensemblebildung geeigneten Modellkombinationen erfolgten anhand von Bodendauerbeobachtungsflächen der Bundesländer. Bodendauerbeobachtungsflächen sind ein wichtiges Instrument des vorsorgenden Bodenschutzes, auf denen der Zustand und die Veränderungen des Bodens überwacht werden (Miehe et al. 2004). Bodendauerbeobachtungsflächen sind mittlerweile in fast jedem Bundesland etabliert. Es gibt allerdings kein einheitliches Vorgehen, welche Parameter in welchen Zeitintervallen und mit welcher Methodik erfasst werden (Miehe et al. 2004). Es konnten für die Modellvalidierung nur die Flächen verwendet werden, zu denen mindestens folgende Daten vorlagen: geographische Lage, Grundcharakterisierung des Bodens (Textur, C:N-Verhältnis, Lagerungsdichte etc.), C_{org}-Gehalt im Boden im zeitlichen Verlauf (mindestens zwei Termine) und Angaben zur Flächenbewirtschaftung (Fruchtfolgen, Mengen an organischer Düngung, Erntemengen, etc.). Der für die Modellevaluation verwendete Datensatz umfasste 159 Flächen aus dem Bodendauerbeobachtungsprogramm der Bundesländer Baden-Württemberg, Niedersachsen, Nordrhein-Westphalen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein (Borho 2008, Cordsen 1993, Höper & Groh 2012, Kleefisch & Kues 1998,

Metzger et al. 2005, String & Weller 1997, Tischer 2005); dabei handelte es sich um 146 Flächen unter Acker- und 13 Flächen unter Dauergrünlandnutzung.

Für die Modellevaluation und die Auswahl der geeigneten Modellkombinationen zur Bildung der Modellensembles wurde die Vorratsänderung für jede Dauerbeobachtungsfläche unter Verwendung aller möglichen Modellkombinationen modelliert. Geeignete Teilensembles, die sowohl den Trend als auch die Modellunsicherheit bezogen auf die gemessenen Zeitreihen des C_{org}-Vorrates in der Bodendauerbeobachtung beschreiben, wurden mit Hilfe einer multikriteriellen Optimierung identifiziert. Das Optimierungskriterium bestand aus drei skalierten Teilkriterien:

Das erste war der mittlere Modellfehler (*mean error* = ME), der systematische Über- oder Unterschätzungen des Teilensembles für die Gesamtdatensätze der Bodendauerbeobachtungen anzeigt (Formel 19):

$$ME = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^{n} \frac{CF_i}{0{,}5} \cdot (S_{mod,i} - S_{mess,i}) \quad [19]$$

Hierbei ist n die Anzahl der Datenpaare, CF ein Korrekturfaktor nach Harmel & Smith (2007), S_{mod} der modellierte und S_{mess} der gemessene Trend der Änderung des C_{org}-Vorrates im Boden (t C_{org} ha^{-1} a^{-1}). Trends wurden über lineare Regression bestimmt, was sich aufgrund des relativ kurzen Beobachtungszeitraums von maximal 26 Jahren sowohl für die gemessenen als auch die modellierten Änderungen des C_{org}-Vorrates im Boden als geeignete Interpolationsmethode erwies.

Das zweite Kriterium war der RMSE (*root mean squared error*), der den Einfluss lokaler bzw. regionaler Modellfehler anzeigt und sensitiv auf vereinzelte hohe Abweichungen zwischen Modell und Messung reagiert. Ebenfalls wurde eine Gewichtung nach Harmel & Smith (2007) (Formel 20) verwendet, um den Effekt standörtlich variabler Unsicherheiten zu berücksichtigten:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{CF_i}{0{,}5} \cdot \left(S_{mod,i} - S_{mess,i} \right) \right)^2} \quad [20]$$

Das dritte Kriterium beschreibt die Wahrscheinlichkeit (P), dass die per Messung ermittelte Zielgröße von dem Unsicherheitsbereich des Modellensembles erfasst wird. Nach Harmel et al. (2010) ergibt sie sich aus Formel [21]:

$$P\left(S_{mod,min} < S_{mess} < S_{mod,max}\right) = \int_{S_{mod,min}}^{S_{mod,max}} p_{S_{mess}}(S_{mess}) dS_{mess} \quad [21]$$

hierbei sind $S_{mod,min}$ bzw. $S_{mod,max}$ die untere bzw. obere Grenze des Unsicherheitsbereiches der modellierten (mod) Trends der Änderung des C_{org}-Vorrates im Boden und $pS_{mess}(S_{mess})$ die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der gemessenen (mess) Trends der Änderung des C_{org}-Vorrates im Boden.

Modellanwendung auf Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Die Modellevaluation ergab für Böden unter Ackernutzung und unter Dauergrünlandnutzung Teilensembles bestehend aus neun bzw. fünf Modellkombinationen (Tabelle 2-9).

Tabelle 2-9: Modellkombinationen zur Bildung von Modellensembles zur prozessbasierten Modellierung der Änderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Böden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft unter Acker- und Dauergrünlandnutzung; zur Beschreibung der Bodenkohlenstoffmodelle und C_{org}-Eintragsfunktionen s. Text und Tabelle 2-8

Landnutzungsart	Modellkombination	Bodenkohlenstoffmodell x C_{org}-Eintragsfunktion
Acker	1	Century x CCB
	2	Century x IPCC-NIR
	3	Century x BZE-Methode
	4	C-Tool x Bolinder
	5	C-Tool x IPCC-NIR
	6	ICBM x CCB
	7	ICBM x IPCC-NIR
	8	RothC x CCB
	9	Yasso07 x IPCC-NIR
Dauergrünland	1	Century x CCB
	2	Century x BZE-Methode
	3	C-Tool x CCB
	4	C-Tool x ICBM
	5	ICBM x C-Tool

Jede Modellkombination aus dem Ensemble wurde auf die Beprobungspunkte der BZE-LW angewendet. Anschließend wurde der Mittelwert der Ergebnisse der einzelnen Modellkombinationen gebildet. Ob der Boden eines Beprobungspunktes aus der BZE-LW derzeit laut Modell C_{org} verliert oder anreichert hängt vom gemessenen C_{org}-Vorrat, der Abbaukonstante k und dem C_{org}-Eintrag ab. Zur eindeutigen Definition dieser drei Größen wurden die standortspezifischen Angaben zur Flächenbewirtschaftung, Witterungsbedingungen (Deutscher Wetterdienst 2017) und gemessenen Bodeneigenschaften herangezogen. Es wurden nur grundwasserferne Böden und Beprobungspunkte mit ausreichend validen Angaben über das Flächenmanagement von mindestens sechs Jahren (s. Kapitel 2.3). Ferner wurden Beprobungspunkte, die als schwarz-humose Sande identifiziert wurden (s. Kapitel 2.5.1), von der Auswertung ausgenommen, da diese mit den

Bodenkohlenstoffmodellen nicht hinreichend beschrieben werden können. So konnten mit Stand im Mai 2018 1031 Beprobungspunkte unter Acker- und 320 unter Dauergrünlandnutzung mit der hier beschriebenen Herangehensweise charakterisiert werden.

Mit Hilfe von Langzeitszenarien wurde – ausgehend vom aktuellen Messwert, der als s. g. initialer C_{org}-Vorrat eingesetzt wurde – der C_{org}-Vorrat, der sich unter den gegebenen Bedingungen im Fließgleichgewicht einstellen sollte, modelliert. Dieser Wert wurde mit dem tatsächlich gemessenen verglichen: Lag der modellierte C_{org}-Vorrat im Fließgleichgewichtszustand über dem tatsächlich gemessene Wert, wurde der BZE-LW Beprobungspunkt als „kohlenstoffanreichernd“ interpretiert, denn es ist zu erwarten, dass der Boden weiterhin C_{org} speichert; umgekehrt wurde ein Beprobungspunkt als „kohlenstoffverlierend“ interpretiert, wenn der modellierte C_{org}-Vorrat im Fließgleichgewichtszustand unter dem tatsächlich gemessenen lag (Abbildung 2-8). War der gemessene C_{org}-Vorrat identisch mit dem modellierten Fließgleichgewicht oder lag in dessen Unsicherheitsbereich, wurde der Boden als „kohlenstoffstabil“, also weder kohlenstoffverlierend noch -anreichernd, interpretiert. Darüber hinaus wurden Trends als durchschnittliche Änderung des C_{org}-Vorrates in einem Zehnjahreszeitraum ausgehend vom aktuellen Messwert berechnet.

Unsicherheitsanalyse

Modellierungen und Messungen sind stets mit Fehlern behaftet. Diese Fehler müssen als Unsicherheiten in der oben beschriebenen Modellierung Berücksichtigung finden, um die Zuverlässigkeit der Trendabschätzungen zu klären. Sowohl für die Daten aus den Bodendauerbeobachtungsflächen (Modellevaluation) als auch die aus der BZE-LW sind die Angaben zur Flächenbewirtschaftung über Befragungen, die Klimadaten vom Deutschen Wetterdienst (2017) und die Bodeneigenschaften als Messungen erhoben. Somit ist davon auszugehen, dass die Unsicherheiten für beide Datensätze ähnlich sind und die Unsicherheit der Aussagen zu den Beprobungspunkten aus der BZE-LW lässt sich näherungsweise aus der Modellevaluierung an Hand der Bodendauerbeobachtungsdaten ableiten. Hierzu wurde die Variabilität der Einzelmodelle im Multimodellensemble herangezogen.

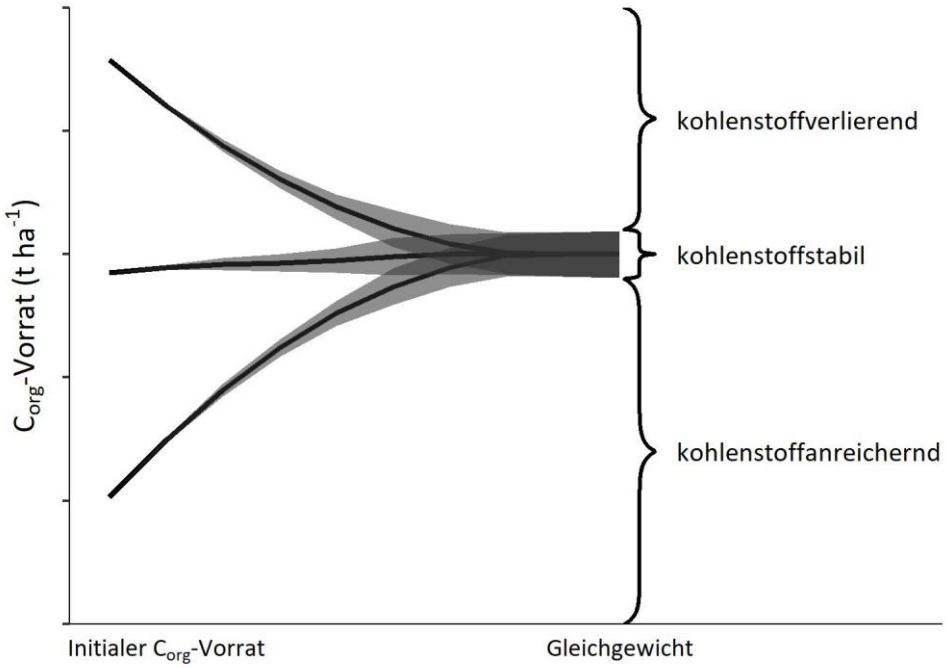


Abbildung 2-8: Schematische Darstellung der Modellierung der Veränderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden für drei mögliche Szenarien des Verlaufes der Erreichung des Fließgleichgewichtszustandes (Linien) sowie Bereiche des aktuellen Messwertes des C_{org}-Vorrates (initialer C_{org}-Vorrat) und deren Interpretation in „kohlenstoffverlierend", „kohlenstoffstabil" und „kohlenstoffanreichernd" (z. B. Messwert im Bereich oberhalb der Gleichgewichtslinie = Boden ist kohlenstoffverlierend); hierbei ist die Interpretation eines Beprobungspunktes in „kohlenstoffverlierend" „-stabil" oder „-anreichernd" unabhängig von der tatsächlichen Höhe des C_{org}-Vorrates bei Fließgleichgewichtszustand bzw. des Messwertes; grau hinterlegte Bereiche kennzeichnen die Modellunsicherheiten

Darüber hinaus wurden Unsicherheitsanalysen für die Parameter „Hauptfruchtertrag" (wichtige Größe für den C_{org}-Eintrag; s. a. Kapitel 2.5.3) durchgeführt. Hintergrund war, dass nicht für alle Beprobungspunkte die Erträge in der Betriebsbefragung angegeben wurden (s. Kapitel 2.5.2). Um diese im Vergleich zum Evaluierungsdatensatz aus den Bodendauerbeobachtungsflächen zusätzlich auftretenden Unsicherheiten zu berücksichtigen wurden Monte Carlo Simulationen (Gardner & O'Neill 1983) mit stichprobenartig erhobenen Erträgen durchgeführt. Die Stichproben ergaben sich dabei aus der jeweiligen Kreis-, Bundesland-, Bundesstatistik und zwei normalverteilten Fehlergrößen: Die eine Fehlergröße beschrieb das standortspezifische Potential und war zeitlich unveränderlich (ziehen einer Stichprobe pro Standort und Fruchtart). Die andere beschrieb die zeitliche Variabilität (ziehen einer Stichprobe pro Standort, Fruchtart und Jahr). Zur Ermittlung der

statistischen Kennwerte (Mittelwert, Standardabweichung) der beschriebenen Normalverteilungen wurden die fruchtartspezifischen Residuen von in der BZE-LW berichteten Ertragsdaten sowie Kreis-, Bundesland- und Bundesstatistik ausgewertet.

Die Berücksichtigung von Modellunsicherheiten bedingte, dass bei der Gleichgewichtsberechnung des C_{org}-Vorrates keine konkreten Werte sondern Bereiche berechnet wurden. Die Interpretation, ob ein Standort kohlenstoffanreichernd, -verlierend oder -stabil war, ergab sich aus dem Grad der Überlappung aus Modellensembleunsicherheit und der Unsicherheit des Messwertes am Beprobungspunkt (Abbildung 2-8). Unsicherheiten aggregierter Modellergebnisse wurden über die Gauß'sche Fehlerfortpflanzung aus den Modellunsicherheiten der einzelnen Beprobungspunkte, unter Annahme normalverteilter Fehler und Unabhängigkeit zwischen den Beprobungspunkten, ermittelt. Signifikanzen wurden für eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $p \leq 0{,}05$ berechnet.

Trendabschätzung von Vorratsänderungen des organischen Bodenkohlenstoffes

Für die Modellierung und Analyse von Änderungen des C_{org}-Vorrates im Oberboden der grundwasserfernen Beprobungspunkte der BZE-LW wurden verschiedene Straten und Szenarien betrachtet:

- Beprobungspunkte verschiedener Landnutzungsart (Acker- bzw. Dauergrünland),
- Beprobungspunkte unter Acker- bzw. Dauergrünlandnutzung mit einer Landnutzungsänderung innerhalb der letzten 60 Jahre (s. a. Kapitel 2.5.4) bzw. mit andauernder Nutzung (keine Landnutzungsänderung) als Acker bzw. Dauergrünland von mindestens 60 Jahren,
- Beprobungspunkte in drei Regionen in Deutschland: Region „Nord" (Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen), Region „Ost" (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen) und Region „Süd" (Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Baden-Württemberg, Bayern) sowie
- Beprobungspunkte verschiedener Bodenklassen.

Lineares Modell zur Veranschaulichung von Einflussgrößen

Zur Veranschaulichung der Bedeutung verschiedener Einflussgrößen auf die modellierte Veränderung des C_{org}-Vorrates im Oberboden wurden Metamodelle entwickelt, welche die zeitliche Entwicklung des C_{org}-Vorrates in Abhängigkeit von zeitlich aggregierten Einflussgrößen für Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung beschreiben. Die zeitlich aggregierten Einflussgrößen wurden dabei so gewählt, dass die Sensitivitäten der Multimodellensembles gegenüber des C_{org}-Eintrages (durchschnittlicher Jahreseintrag), bodenphysikalischen Bedingungen (Sand- und Tongehalt) und klimatischen Faktoren (Jahresdurchschnittstemperatur und mittlerer Jahresniederschlag im Simulationszeitraum) berücksichtigt wurden. Grundlage für die Erstellung und Parametrisierung der Metamodelle waren die mit den Prozessmodellen simulierten C_{org}-Vorratsänderungen der Beprobungspunkte (s. Kapitel 3.2.9). Ein Metamodell ist ein stochastisches Modell, das die Sensitivitäten prozessbasierter Modelle beschreibt und veranschaulicht.

2.5.7 Regionalisierung des Vorrates an organischem Kohlenstoff in mineralischen Oberböden

Zentrales Ziel der Regionalisierung war die Erstellung einer Karte des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Oberböden (0-30 cm) in Deutschland. Die kartographische Darstellung sollte die generelle regionale Differenzierung des C_{org}-Vorrates verdeutlichen und die Lage und Verbreitung von *„hot spots“* mit sehr hohem C_{org}-Vorrat aufzeigen. Weiterhin stellt sie einen wichtigen Baustein für eine räumlich noch genauer differenzierende Analyse der Wirkung von Landnutzung und Landnutzungsänderungen auf den C_{org}-Vorrat im Boden dar (s. Kapitel 4). Perspektivisch bietet die Karte auch weitere Entwicklungsmöglichkeiten zur Schätzung des gesamten C_{org}-Vorrates in Böden in Deutschland und zur Modellierung der Änderungen des C_{org}-Vorrates auf nationaler Skalenebene.

Bundesweite Karten, die – ausgehend von den erhobenen Punktdaten – Bodenparameter flächenhaft darstellen, bedürfen in ihrer Erstellung einer geeigneten Methode zur Regionalisierung („vom Punkt in die Fläche“). Methoden des s. g. *Digital Soil Mappings* sind, neben Interpolationen (z. B. *Regular Splines with Tension*), auch Verfahren aus dem Bereich des Maschinenlernens, u. a. das s. g. *random forest* Verfahren (Breiman 2001), welches hier Anwendung fand (s. a. Kapitel 2.5.5). Das *random forest* Verfahren entwickelt im Selbstlernprozess (s. g. *Training*) ein Modell, das aus einem angebotenen Set an möglichen Einflussgrößen die Zielvariable bestmöglich vorhersagt. Ein weiteres relevantes Ergebnis des *random forest* Verfahrens ist die Sortierung der zur Verfügung gestellten potentiellen Einflussgrößen entsprechend ihrer Relevanz für die Vorhersage der Zielvariable (s. a. Kapitel 2.5.8). Für eine vollständige Abdeckung der landwirtschaftlich genutzten Fläche lassen sich als potentielle Einflussgrößen nur bundesweit verfügbare Flächendaten (Vektor- und Rasterdaten) verwenden. Ferner muss die Auswahl der potentiellen Einflussgrößen die zeitliche Dimension der Zielvariablen, hier der Langfristigkeit der C_{org}-Speicherung im Boden, repräsentieren können. Für die vorliegenden Arbeiten wurden als potentielle Einflussgrößen wurden bundesweit verfügbare Bodeninformationen (z. B. die Leitbodenassoziationen der BÜK1000), Parameter zur räumlichen Verteilung von klimatischen Bedingungen (z. B. der langjährig gemittelte Jahresniederschlag) und Kenngrößen landwirtschaftlicher Nutzung (z. B. Statistiken zum N-Eintrag aus organischer Düngung) genutzt. Die vollständige Auswahl potentieller Einflussgrößen findet sich in Tabelle A11.

Unter Verwendung dieser Flächeninformationen wurden Modelle entwickelt, welche die an den Beprobungspunkten gemessenen Zielvariablen am besten beschrieben. Bei den Zielvariablen handelte es sich nicht nur um den C_{org}-Vorrat in mineralischen Oberböden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung, sondern auch um die Gehalte von Sand, Ton, Schluff, C_{org} sowie das C:N-Verhältnis im Boden (s. u.). Die Modellvalidierung erfolgte als 10-fache Kreuzvalidierung. Das bedeutet, dass 90 % der Beprobungspunkte herangezogen wurden um ein *random forest* Modell zu trainieren. Die übrigen 10 % der Daten dienten als unabhängige Daten der Modellvalidierung. In zehn Schritten wurde der Datensatz so umgeschichtet, dass jeder Beprobungspunkt neunmal im Trainingsdatensatz und einmal im Validierungsdatensatz vorlag. Die mittels Kreuzvalidierung be-

rechnete Modelleffizienz (s. Tabelle 2-10) zeigt, wie gut die unabhängigen Daten vorhergesagt wurden.

In die Entwicklung des Modells zur Beschreibung der räumlichen Verteilung des C_{org}-Vorrates flossen auch Flächendaten zu Sand-, Ton-, Schluffgehalt und C:N-Verhältnis, die zuvor mittels separater random forest Modelle abgeschätzt wurden, ein. Damit ergab sich eine Modelkaskade, die sowohl an dem gemessenen C_{org}-Vorrat der Beprobungspunkte aber darüber hinaus auch an den gemessenen Gehalten von Sand, Ton und Schluff sowie am C:N-Verhältnis des Bodens trainiert wurde. Diese quantitative und qualitative Erweiterung des Trainingsdatensatzes über die Anwendung der Modellkaskade steigerte die Modellgüte (Genauigkeit der Karte) – dies galt sowohl für die Kalibrierung als auch die Validierung. Kreuzvalidierungen wurden für die gesamte Kaskade als Modelleinheit durchgeführt, was die Unabhängigkeit der Validierungsergebnisse sicherstellte. Durch die Anwendung der Modellkaskade wurden im Arbeitsablauf zunächst Flächendaten (Karten) von Gehalten an Sand, Ton und Schluff erstellt und in einem zweiten Schritt das C:N-Verhältnis des Bodens abgebildet. Tabelle 2-10 zeigt die für diese Karten relevantesten Einflussgrößen sowie die jeweilige Modellgüte.

In einem separaten Vergleich (nicht gezeigt) zeigte sich hierbei eine deutliche Differenzierung der Modellgüte bei der Vorhersage der Bodenart zwischen Nord- und Süddeutschland: Die Abschätzung von Texturparametern war im eiszeitlich überprägten Jung- und Altmoränenlandschaften im Norden Deutschlands deutlich genauer als in den geologisch älteren Regionen im Süden (s. a. Karte 2-4, Kapitel 3.2.4.2). Dies zeigte sich z. B. an den Sandgehalten: Das Teilmodell der Kaskade beschrieb die hohe räumliche Variabilität der Sandgehalte in Norddeutschland wesentlich besser (93 % Effizienz der Modellkalibration, 80 % Effizienz der Kreuzvalidierung) als die eher homogene Verteilung im Süden (80 % Effizienz der Modellkalibration, 31 % Effizienz der Kreuzvalidierung). Das lag an der unterschiedlichen Variabilität der Sandgehalte: Modellungenauigkeiten fallen weniger ins Gewicht je stärker die Variabilität der Zielvariablen ist.

Dargestellt wird in diesem Bericht lediglich die Karte des C_{org}-Vorrat (s. Kapitel 3.4). Die Karten, die den C_{org}-Vorrat in mineralischen Oberböden abbilden, wurden für Böden und Acker- und unter Dauergrünlandnutzung separat erstellt. Hierfür wurden die durch die Modellvorhersage erzeugten Rasterdatensätze mit den flächenhaft vorliegenden Informationen zur Landnutzung aus dem Basis-DLM des ATKIS® (Stand: 01.09.2013; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie) verschnitten. Der Flächendatensatz zu den organischen Böden in Deutschland (Roßkopf et al. 2015) wurde mittels GIS-Software (QGIS 2.14.10-Essen) darübergelegt, um den C_{org}-Vorrat in Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden ebenfalls darzustellen.

Tabelle 2-10: Die jeweils vier wichtigste Einflussgrößen für die Vorhersage von Gehalten an Sand, Schluff, Ton sowie C:N-Verhältnis (Masseverhältnis von organischem Kohlenstoff zu Stickstoff) von Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung; Effizienzen der Modellkalibration und der Kreuzvalidierung als Maß der Vorhersagegenauigkeit bei der Regionalisierung mittels random forest; Datengrundlage aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (Stand: Februar 2018), Ackernutzung: 1713 Beprobungspunkte, Dauergrünlandnutzung: 516 Beprobungspunkte; zur Beschreibung der Einflussgrößen s. Tabelle A11

	Ackernutzung			Dauergrünlandnutzung		
Parameter	wichtigste Einflussgrößen	Effizienz Kalibration (%)	Effizienz Validierung (%)	wichtigste Einflussgrößen	Effizienz Kalibration (%)	Effizienz Validierung (%)
Sandgehalt	Bodengroßlandschaft Höhenlage Leitbodenassoziation geologische Einheit	91	70	keine Trennung in Acker- und Dauergrünlandnutzung		
Schluffgehalt	Bodengroßlandschaft Höhenlage Leitbodenassoziation geologische Einheit	90	65	keine Trennung in Acker- und Dauergrünlandnutzung		
Tongehalt	Höhenlage Bodengroßlandschaft Leitbodenassoziation geologische Einheit	84	50	keine Trennung in Acker- und Dauergrünlandnutzung		
C:N-Verhältnis	Ton Sand Schluff Bodenklimaraum	89	61	Ton Sand Schluff Höhenlage	88	48

2.5.8 Statistische Analysen

Dargestellt wird in der Regel der Mittelwert mit Standardabweichung; in Einzelfällen, insbesondere bei deutlicher Nicht-Normalverteilung, werden Median und 95%-Konfidenzintervall gezeigt. Hierbei ist zu bedenken, dass für jede hier bearbeitete Fragestellung andere Einschränkungen und Bedürfnisse bezüglich der auswertbaren Beprobungspunkte galten – die jeweilige Anzahl an ausgewerteten Beprobungspunkten variiert dadurch je nach Fragestellung. Treposole (Tiefumbruchsböden; 55 Beprobungspunkte) und Sandmischkulturen (17 Beprobungspunkte) sind auf Grund der starken anthropogenen Eingriffe als von einer sehr hohen räumlichen Variabilität, die im Profil nur schwer repräsentativ zu erfassen ist, geprägt. Daher wurden für diese Böden für sämtliche Darstellungen die Mittelwerte aus den Bohrkernen, die mittels Rammkernsondierung entnommen wurden, anstelle der Profildaten verwendet.

Die angewendeten statistischen Verfahren zur Ergebnisanalyse für die Kapitel 3.1, 3.2.3, 3.2.6, 3.2.7, 3.2.8, 3.2.9, 3.2.10.6, 3.3.4.2 und 3.3.4.3 sind in den zugehörigen Methodenkapiteln (Kapitel 2.5) beschrieben. Alle weiteren statistischen Analysen erfolgten nach folgenden Verfahren: Zur Prüfung der Unterschiede zwischen Straten (Landnutzungsart, Bodenklasse, Moorklasse) wurde der nicht-parametrische Kruskal-Wallis Test angewendet; ein nachfolgender Mittelwertvergleich erfolgte mittels Nemenyi-Test (Liu & Chen 2012).

2.6 Zusätzliche Untersuchungen: Einfluss der Flächenbewirtschaftung auf den organischen Kohlenstoff in mineralischen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung

Die Rasterbeprobung der BZE-LW ist nur eingeschränkt dazu geeignet, spezifische Fragestellungen zum Einfluss der Bodenbewirtschaftung und Landnutzung auf den C_{org}-Vorrat im Boden zu beantworten. Auf Grund der großen natürlichen Variabilität der Böden und Standortbedingungen (s. a. Kapitel 3.2.7), ist es nur eingeschränkt möglich, Bewirtschaftungs- und Nutzungseffekte eindeutig von Standorteffekten zu trennen. Daher wurden durch das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz zusätzliche Untersuchungen, parallel zur BZE-LW, zum Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung an gezielt ausgewählten Dauer- und Exaktversuchen sowie an gepaarten (räumlich benachbart bei unterschiedlicher Bewirtschaftung) Praxisflächen durchgeführt sowie integrierende Auswertungen aus früheren Arbeiten und Literaturstudien eingebunden. Nachfolgend werden diese zusätzlichen Untersuchungen und Auswertungen kurz beschrieben

2.6.1 Änderung der Landnutzungsart

Effekte der etablierten Landnutzung und von Landnutzungsänderungen (z. B. von Dauergrünland zu Acker) auf den C_{org} im Boden ließen sich nur eingeschränkt aus den Untersuchungen der BZE-LW ableiten, da die aktuelle Landnutzungsart nicht unabhängig von Bodeneigenschaften und weiteren Standortbedingungen (z. B. Relief, Klima) ist. So finden sich z. B. Böden unter Dauergrünlandnutzung auch auf Standorten mit stark eingeschränkter Möglichkeit zur Ackernutzung, wie feuchte, grundwassernahe Böden, steile Hanglagen, klimatisch ungünstigere Hochlagen sowie flachgründige oder grobbodenreiche Böden. Um Effekte von Landnutzungsänderungen auf den C_{org}-Vorrat im Boden quantifizieren zu können, müssen Zeitreihen nach einer Landnutzungsänderung an einem Standort aufgenommen werden oder gepaarte Beprobungen von verschiedenen Landnutzungsarten unter gleichen Boden- und Standortbedingungen durchgeführt werden. Solche gepaarte Beprobungen werden auch als „Raum-anstelle-Zeit"-Ansatz bezeichnet und wurden an 24 europäischen Standorten mit Landnutzungsänderungen für die Landnutzungsarten Acker, Dauergrünland und Wald durchgeführt (Poeplau & Don 2013). Zusätzlich wurden bestehende Studien aus der temperaten Klimazone mit gepaarten Beprobungen zu Landnutzungsänderungen in einer Meta-Analyse zusammenfassend ausgewertet (Poeplau et al. 2011). Dazu wurden Daten von 322 gepaarten Flächen aus 95 Studien zusammengetragen. Die Studien sind in den genannten Veröffentlichungen detailliert beschrieben. Im Kapitel 3.2.10.1 sind die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst.

2.6.2 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Zwischenfruchtanbau

Ziel war es, den Einfluss des Anbaus von Zwischenfrüchten auf den C_{org}-Vorrat in Böden unter Ackernutzung zu quantifizieren (Poeplau & Don 2015). Dazu wurden in einer Meta-Analysen von Langzeitfruchtfolgeversuchen in Mitteleuropa, bei denen stets eine Variante den Anbau von Zwischenfrüchten enthielt und eine Variante ohne Zwischenfruchtanbau war, ausgewertet. Daten von 37 verschiedenen Feldversuchen mit insgesamt 139 Plots wurden ausgewertet. Einzelheiten zu den Methoden finden sich in Poeplau & Don (2015).

2.6.3 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Bodenbearbeitung

Reduzierte Bodenbearbeitung

Ziel war es, den Einfluss von reduzierter Bodenbearbeitung und Direktsaat auf den C_{org}-Vorrat in Böden unter Ackernutzung zu quantifizieren. Dazu wurden für eine Meta-Analyse publizierte Langzeitstudien aus Parzellenversuchen, die folgenden Kriterien genügten, zusammengetragen:

- Versuchsanlage in der temperaten Klimazone,
- Mindestdauer der Bearbeitungsvarianten fünf Jahre,
- Beprobungstiefe ≥ Bearbeitungstiefe und
- gemessene Trockenrohdichte um anschließend eine Massekorrektur nach Ellert und Bettany (1995) vornehmen zu können.

Insgesamt gingen 122 Parzellenversuche in die Auswertung ein: 36 zu reduzierter Bodenbearbeitung und 86 zu Direktsaat.

Tiefpflügen

Ziel der Studie war es, den langfristigen Einfluss des Tiefpflügens auf den C_{org}-Vorrat in Böden unter Ackernutzung zu quantifizieren Alcántara et al. (2016). Dazu wurden zehn ehemalige Feldversuche, bei denen vor rund vier Jahrzehnten ein Tiefumbruch auf einer Teilschlagfläche stattgefunden hat, identifiziert und erneut beprobt. Fünf sandige Standorte mit Podsolen und Podsol-Braunerden und fünf lehmige Standorte mit Parabraunerden wurden ausgewählt. Einzelheiten zum Beprobungsdesign und Auswertungsmethoden sind in Alcántara et al. (2016) beschrieben.

2.6.4 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Organische Düngung

Um den Effekt der organischen Düngung quantifizieren zu können wurden Studien zusammengefasst und Daten aus europäischen Langzeitversuchen herangezogen. Einzelheiten zu den Versuchen finden sich in den entsprechenden Publikationen.

2.6.5 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Fruchtfolge

Ziel war es, den Einfluss der Fruchtfolgegestaltung auf C_{org}-Vorrat in Böden standortabhängig zu abzuschätzen. Hierzu wurden verschiedene Studien zusammengetragen. Die Methoden bestehender Studien zu diesem Thema oft nicht vollständig dokumentiert, hatten methodische Schwächen und sind insgesamt in unzureichender Anzahl vorhanden. Deshalb ließen sich zu dieser Frage keine umfassenden Ergebnisse gewinnen und darstellen.

2.6.6 Bewirtschaftung von Dauergrünland: Mineralische Düngung

Böden unter Dauergrünlandnutzung zeichnen sich durch eine hohe Variabilität der Nutzungsintensität und somit auch der Düngung aus. Über die Auswirkungen der Mineraldüngung auf den C_{org}-Vorrat im Boden sowie die steuernden Prozesse ist jedoch wenig bekannt. Daher wurden in Abstimmung mit den Versuchsbetreibern sieben Düngeversuche auf Dauergrünland mit einer

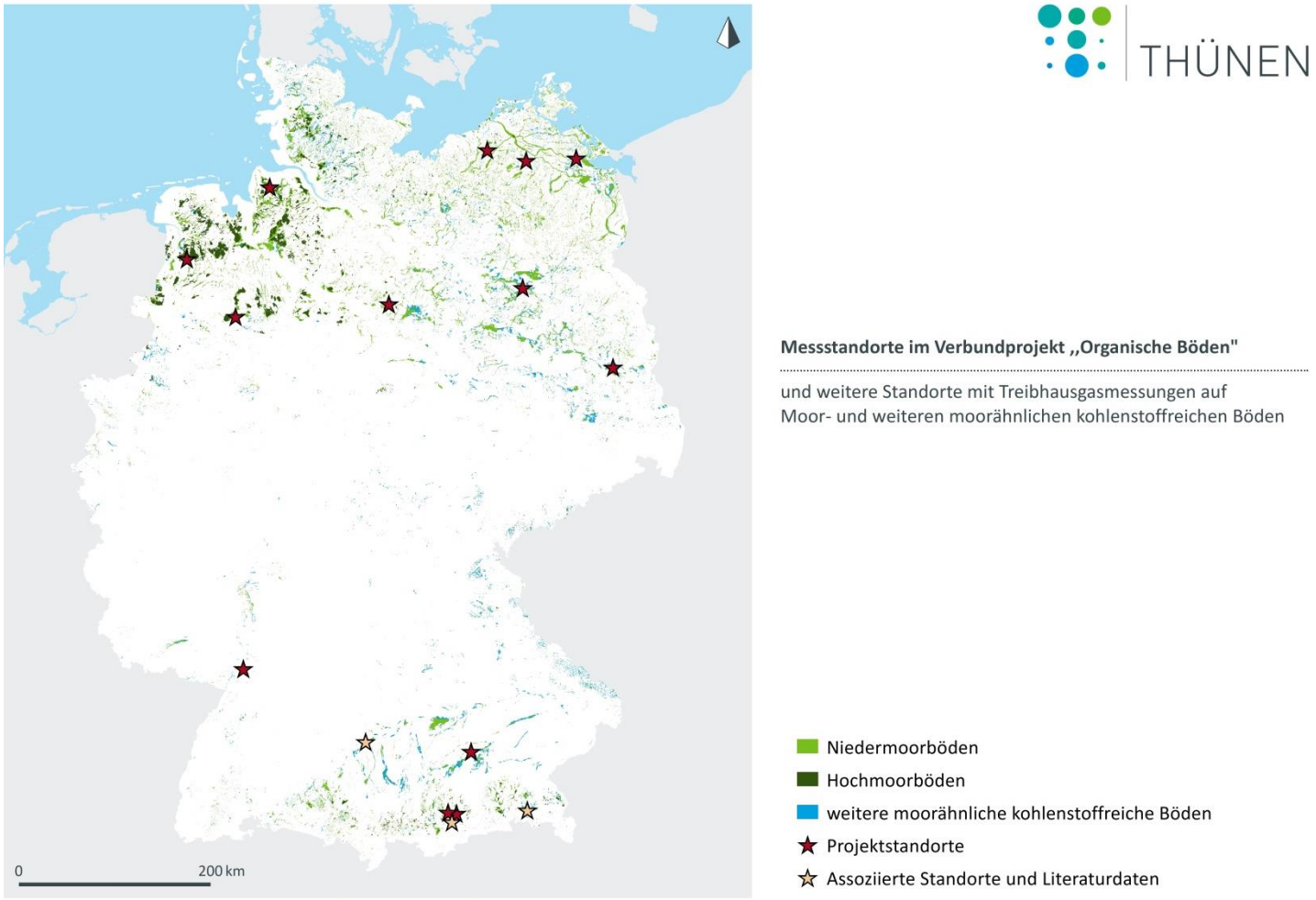
Minimaldauer von 15 Jahren in Mitteleuropa beprobt. An allen Standorten waren mehrere Düngevarianten mit mineralischem Stickstoff-Phosphor-Kalium (NPK)-Düngung und eine ungedüngte Kontrollvariante etabliert. So waren außer der vollständigen NPK-Düngung auch N, P, K, PK und NPK+ (erhöhte NPK-Menge) als Varianten vorhanden. An Bodenproben aus Bohrkernen wurden jeweils in mehreren Tiefenstufen, wenn möglich, bis 100 cm Tiefe Gehalt und Vorrat an C_{org} und N_t ermittelt, Wurzelbiomasse bestimmt und Bodeneigenschaften analysiert. Erträge und Daten über die Artenzusammensetzungen (relative Anteile von Gräsern, Kräutern und Leguminosen) der beprobten Varianten wurden von den Versuchsbetreibern bereitgestellt und in die Analyse einbezogen. Der Effekt der Düngung auf den C_{org}-Vorrat im Boden, Vorrat an Wurzel-C_{org}, C:N-Verhältnis der Wurzeln, Ertrag, Wurzel:Spross-Verhältnis und Leguminosenanteil wurden mit gemischten linearen Modellen des R-Paketes nlme flächenübergreifend getestet (Pinheiro et al. 2018). Der Versuchsansatz, die eingesetzten Mehoden und Ergebnisse wurden in der Veröffentlichung von Poeplau et al. (2018), auf die an dieser Stelle verwiesen wird, ausführlich beschrieben.

2.7 Zusätzliche Untersuchungen: Kohlenstoffdynamik in Moor- und weiteren moorähnlichen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung

Parallel zur BZE-LW wurden im deutschlandweiten Verbundprojekt „Organische Böden“ zusammen mit zahlreichen Forschungseinrichtungen, intensive Untersuchungen zu CO_2-Emissionen aus u. a. landwirtschaftlich genutzten Moorböden und erstmalig auch aus weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden durchgeführt. Ziele des Verbundprojekts waren die Bilanzierung und Modellierung der Treibhausgasemission aus diesen Böden und die Bewertung der C_{org}-Verluste. In diesem Projekt wurde in 14 Moorgebieten mit mehr als 100 Messvarianten (Karte 2-5) der Treibhausgasaustausch von Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden gemessen. Neben den Daten der Projektstandorte wurden Ergebnisse von Vorläufer- und Nachfolgeprojekten (BMBF-Projekt „Klimaschutz durch Moorschutz“, „Repräsentative Erfassung der Emissionen klimarelevanter Gase aus Mooren Baden-Württemberg (EmMo)“; Drösler 2005) sowie ausgewählte Literatur mit frei verfügbaren Daten (Poyda et al. 2016) in die Auswertung mit aufgenommen.

Die Untersuchungsgebiete wurden so ausgewählt, dass alle moorreichen Regionen, ein weites Spektrum von Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden, typische und perspektivisch wichtige (Wiedervernässung) Landnutzungsformen und Klimagradienten (Nord-Süd, Ost-West) in Deutschland repräsentiert waren (Karte 2-5). Der Fokus lag dabei auf Flächen unter Grünlandnutzung, der wichtigsten Landnutzungsart von organischen Böden in Deutschland, und, aufgrund der hohen Dynamik und den potentiell hohen Emissionen von Methan, auf wiedervernässten Flächen.

Karte 2-5: Messstandorte Verbundprojekt „Organische Böden“ und weitere Standorte mit Treibhausgasmessungen auf Moorböden und moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden. Kartengrundlage: Flächendatensatz zu den organischen Böden in Deutschland (Fell et al. 2012)



Für alle Messvarianten wurden Grundwasserflurabstände, Bodeneigenschaften, meteorologische Parameter, Vegetation und landwirtschaftliche Maßnahmen nach einem abgestimmten Protokoll aufgenommen, so dass der Messaufbau und die verfügbaren Umweltvariablen an allen Standorten nahezu identisch sind (Details in Tiemeyer et al. 2016).

2.7.1 Nutzung und Wasserstand organischer Böden

Der Flächendatensatz „Organische Böden“ (Karte 2-5) wurde mit dem Basis-DLM des ATIKS® (Stand: 01.09.2013, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie) verschnitten, um die Landnutzungsart organischer Böden zur ermitteln. Da für diese Böden der Bodenwasserhaushalt entscheidend ist für die Höhe der Treibhausgasemission und der C_{org}-Verluste, wurde eine Karte der langjährigen mittleren Grundwasserflurabstände entwickelt (Bechtold et al. 2014). Das zugrunde liegende statistische Modell (s. u.) basiert auf insgesamt 7155 qualitätsgeprüften Jahresdatensätzen von 1094 Grundwasserpegeln in 53 Mooren, die von Behörden, Verbänden, Nichtregierungsorganisationen, Projektpartnern und weiteren Forschungseinrichtungen zur Verfügung gestellt wurden.

Zur Modellierung der Grundwasserflurabstände wurden sämtliche deutschlandweit erhältlichen Daten der Bereiche Landnutzung, Boden, Klima und Topographie verwendet:

- Landnutzung: Basis-DLM des ATKIS® (Stand: 01.09.2013; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie): aggregierte Klassen der Landbedeckung sowie optionale Vegetationsattribute und optionales Attribut „nasser Boden“,
- Boden: Geologische Übersichtskarte 1:200.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2007b) sowie Karte organischer Böden (Roßkopf et al. 2015),
- Entwässerungsnetz: Gräben aus dem Basis-DLM des ATKIS® (Stand: 01.09.2013; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie)
- Klima: Rasterdaten (1 x 1 km) des Niederschlags, der Evapotranspiration und der klimatischen Wasserbilanz (Deutscher Wetterdienst 2012),
- Geländehöhe: Relative Geländehöhe in Bezug auf verschiedene Puffer aus Digitalem Geländemodell 1:25.000 (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2009),
- Topographischer Index (Beven & Kirkby 1979): aus dem DGM (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2009) berechnet,
- Schutzstatus: Schutzgebiete (Bundesamt für Naturschutz 2012).

Zur statistischen Modellierung mit „*boosted regression trees*“ wurden die R-Pakete „gbm“ (Ridgeway 2013) und „dismo“ (Hijmans 2013) eingesetzt. Diese Methode hat die Vorteile, dass die Form des Zusammenhangs zwischen Erklärungsvariablen und Grundwasserflurabständen frei ist, Interaktionen abgebildet und kategoriale Variablen verwendet werden können, sowie dass feh-

lende Werte der Erklärungsvariablen erlaubt sind (z. B. Elith et al. 2008). Die Modellbildung umfasste folgende Schritte (Details in Bechtold et al. 2014):

- Transformation des Grundwasserflurabstandes: Um eine optimale Modellgüte im Bereich der für die THG-Emissionen entscheidende Wasserstände zu erreichen, wurden die Grundwasserflurabstände (GWFA) folgendermaßen transformiert (Formel 22):

$$GWFA_t = \begin{cases} e^{3(GWFA+0{,}1)} - 1 & GWFA \leq -0{,}1 \\ 2 - e^{-3(GWFA+0{,}1)} - 1 & GWFA > -0{,}1 \end{cases} \quad [22]$$

- Wichtung der Daten: Da die Daten nicht gleichmäßig über Deutschland verteilt sind, und manche Gebiete sehr viele Pegel mit sehr ähnlichen Grundwasserganglinien aufweisen, wurden die Daten sowohl anhand der Landnutzungsverteilung in Deutschland als auch mit einem variogrammbasierten Ansatz gewichtet.
- Kalibrierung, Reduzierung der Erklärungsvariablen und Kreuzvalidierung: Um ein möglichst parameterarmes und robustes Modell zu entwickeln, wurde die Anzahl der Variablen anhand einer Kreuzvalidierung (Vorhersage der Grundwasserflurabstände eines Moorgebietes durch die restlichen Daten) reduziert.
- Abschätzung der Unsicherheiten durch Bootstrapping.
- Regionalisierung auf einem 25 x 25 m Raster.

Die Grundwasserflurabstandskarte wurde mit dem Basis-DLM des ATIKS® (Stand: 01.09.2013; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie) verschnitten, um typische Grundwasserflurabstandsverteilungen für Landnutzungsklassen zu erhalten.

2.7.2 Kohlendioxidemission organischer Böden in Abhängigkeit von Nutzung und Wasserstand

An allen Messvarianten wurden in drei Wiederholungen Messungen mit manuellen transparenten und nicht-transparenten Gassammelhauben durchgeführt (Livingston & Hutchinson 1995). Bei höherer Vegetation wurden die Hauben mittels entsprechender Verlängerungen an die Vegetationshöhe angepasst. Alle Hauben sind mit einem Druckausgleich und Lüftern versehen; transparente Hauben wurden mit Kühlakkus gekühlt. Die Hauben werden gasdicht auf fest im Torf installierten PVC-Rahmen aufgesetzt. An allen Standorten wurden Holzstege eingerichtet, um eine Störung der Vegetation und des Torfes sowie Messartefakte zur vermeiden. Die Ökosystematmung (R_{eco}) wurde mit nicht-transparenten und der Netto-Ökosystemaustausch (NEE; *„net ecosystem exchange“*) mit transparenten Hauben erfasst. Dazu wurden alle 2-4 Wochen ganztägige Intensivmesskampagnen, bei denen mehrfach abwechselnd R_{eco} und NEE gemessen wurde, vorgenommen. Diese Messkampagnen umfassten einen kompletten Tagesgang von kurz vor Sonnenaufgang bis zum Erreichen der maximalen Bodentemperatur am Nachmittag. Die

CO_2-Konzentrationen wurden direkt im Feld mit einem tragbaren CO_2-Analysator (LI-820; LiCor Inc., Lincoln, NE, USA) gemessen.

Der Austausch von Methan wurde alle zwei bis vier Wochen mit den nicht-transparenten Hauben gemessen. Üblicherweise wurden die Hauben für eine Stunde aufgesetzt, nach 0, 20, 40 und 60 Minuten Gasproben entnommen und am Gaschromatographen mit Flammenionisiationsdetektor (FID) für Methan gemessen (diverse Fabrikate). Die Methanflüsse wurden linear, robust-linear (Huber 1981) oder nichtlinear (HMR = Hutchinson-Mosier-Regression; Pedersen et al. 2010) berechnet.

Zur Ermittlung der CO_2-Bilanzen aus Haubenmessungen wurden zunächst die CO_2-Flüsse der einzelnen Messungen mittels linearer Regression über ein optimales Zeitfenster berechnet. In einem zweiten Schritt wurden Responsefunktionen für R_{eco} und die Bruttoprimärproduktion (GPP = „*gross primary production*“, Differenz aus NEE und R_{eco}) an die Messdaten einer jeden Kampagne angepasst. Für die Berechnung von R_{eco} wurde das temperaturabhängige Lloyd-Taylor-Modell (Lloyd & Taylor 1994) verwendet. Zur Berechnung von GPP wurde eine von der Photonenflussdichte der photosynthetisch aktiven Strahlung abhängige Funktion genutzt (Falge et al. 2001, Michaelis & Menten 1993). Im dritten Schritt wurden Jahresbilanzen von R_{eco} und GPP berechnet. Für jedes Intervall zwischen zwei Kampagnen wurden für aus halbstündlichen Daten zu Temperatur und photosynthetisch aktiver Strahlung Daten mit den Parametern der Kampagnen zwei Zeitreihen von R_{eco} und GPP modelliert und dann für jeden Zeitschritt ein abstandsgewichtetes Mittel gebildet. Ernten wurden berücksichtigt, indem unmittelbar nach der Ernte GPP auf einen Wert nahe Null gesetzt wurde, so dass sich GPP aus einem gewichteten Mittel von Null und den mit den Parametern der folgenden Kampagne ermittelten Flüssen ergabt. Die NEE war schließlich an jedem Zeitschritt die Summe von R_{eco} und GPP. Jahressummen der Methan-C-Flüsse wurden durch lineare Interpolation der Messwerte berechnet. Details zur Messtechnik und zur Berechnung der Jahresbilanzen finden sich in Beetz et al. (2013), Eickenscheidt et al. (2015), Hoffmann et al. (2014) und Leiber-Sauheitl et al. (2014).

In die C-Bilanz gehen NEE, C_{org}-Eintrag durch organische Düngung, C_{org}-Export durch Ernte sowie der Austrag von Methan (CH_4)-C und gelöstem C_{org} (DOC; *„dissolved organic carbon“*) ein (Formel 23). Der Export von DOC wurde nur an ausgewählten Standorten gemessen, machte dort nur einen geringen Anteil der C-Bilanz aus (Frank et al. 2017, Tiemeyer et al. 2014) und wurde daher hier nicht weiter berücksichtigt.

$$\text{C-Bilanz (t C ha}^{-1}\text{ a}^{-1}\text{)} = \text{NEE} - C_{org}\text{-Eintrag} + C_{org}\text{-Export} + CH_4\text{-C} + \text{DOC} \quad [23]$$

Zur Auswertung der Treibhausgasemissionen wurde im Rahmen des Verbundprojekts „Organische Böden“ das Konzept des belüfteten C_{org}- bzw. N_t-Vorrates (N_{air}-Vorrat) entwickelt und erfolgreich für die Analyse der CO_2-Emissionen aus Böden unter Grünlandnutzung (Tiemeyer et al. 2016) und an einem Standort unter Ackernutzung (Pohl et al. 2015) angewendet. Diese Größe integriert den Gehalt an C_{org} bzw. N_t und die TRD_{FB} mit dem Grundwasserflurabstand und beschreibt den Vorrat an N_t bzw. C_{org} oberhalb des Wasserspiegels. Tägliche Werte des N_{air}-Vorrates

(kg m^{-2}) wurden aus dem Grundwasserflurabstand (m), der TRD_{FB} (g cm^{-3}), dem N_t-Gehalt (g kg^{-1}) und der Mächtigkeit jedes Horizonts bzw. jeder beprobten Tiefenstufe m_i (m) berechnet (Formel 24):

$$N_{air}(GWFA) = \sum_{i=1}^{GWFA} TRD_{FB,i} \times N_{t\,i} \times m_i \qquad [24]$$

An Terminen mit einem Grundwasserflurabstand an oder über Gelände ist der N_{air}-Vorrat gleich null. Abbildung 2-9(a) zeigt einen typischen Tiefenverlauf von N_t-Gehalt, TRD_{FB} und N_{air}-Vorrat in einem Erdhochmoor, während Abbildung 2-9(b) den N_{air}-Vorrat in Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand für drei Profile unterschiedlicher Moorböden illustriert. Aufgrund der höheren TRD_{FB} ist bei einem Grundwasserflurabstand von 30 cm der N_{air}-Vorrat des Anmoorgleys höher als der des Erdniedermoors, während sich die Verhältnisse aufgrund der geringen Mächtigkeit der organischen Horizonte unter trockenen Bedingungen umkehren. Insbesondere bei einem tieferen Grundwasserflurabstand ist der N_{air}-Vorrat in Hochmoorböden generell deutlich niedriger als in Niedermoorböden.

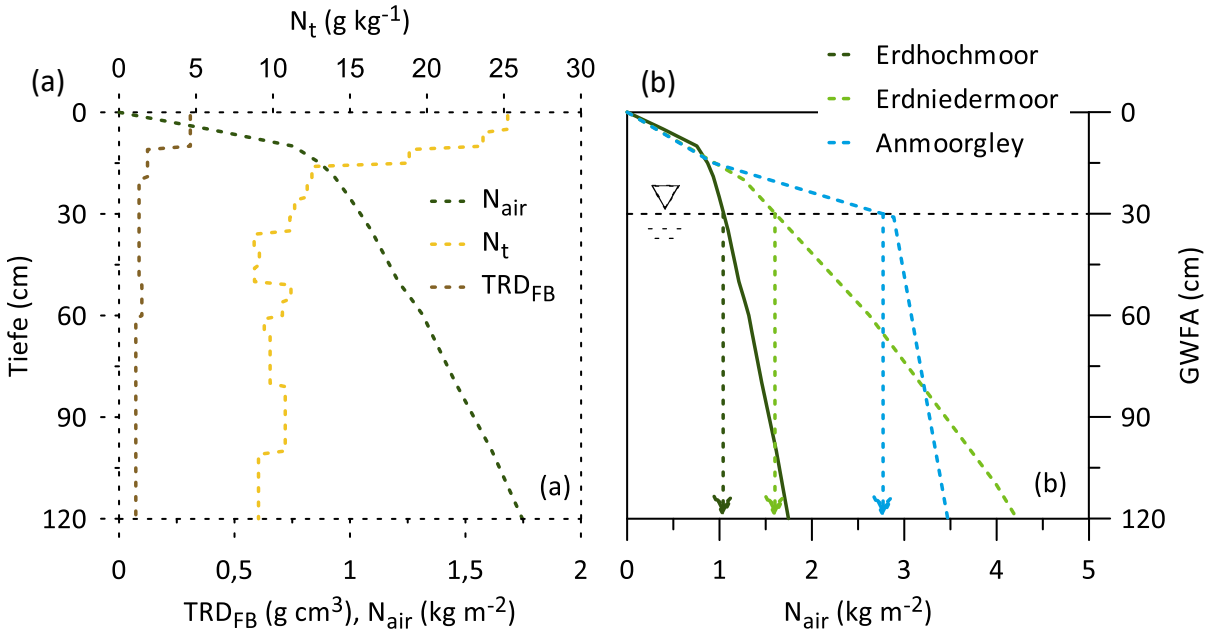


Abbildung 2-9: (a) Typischer Tiefenverlauf der Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD_{FB}), des Gehaltes an Gesamtstickstoff (N_t) und der Summenkurve des N_t-Vorrates (potentieller Vorrat an belüftetem Stickstoff = N_{air}) in einem Erdhochmoorboden; (b) typische Abhängigkeit des N_{air}-Vorrates vom Grundwasserflurabstand (GWFA) am Beispiel von drei Böden bei gleichem mittleren GWFA, horizontale Linie und Pfeil: N_{air} bei einem GWFA von 30 cm (nach Tiemeyer et al. 2016, verändert)

Die Daten der CO_2-Emissionen wurden nach Landnutzungstyp aggregiert und Abhängigkeiten vom Grundwasserstand und N_{air} ermittelt.

2.7.3 Kohlendioxidemission von Moor- und weiteren moorähnlichen Böden in Abhängigkeit von mineralischen Überdeckungen

Eine Überdeckung von Moorböden mit mineralischem Bodenmaterial ist recht verbreitet (z. B. 26 % der Moorböden Niedersachsens; Schulz & Waldeck 2015) und kann natürlichen oder anthropogenen Ursprungs (z. B. zur Verbesserung der Befahrbarkeit) sein. Zu CO_2-Emissionen aus diesen Böden gibt es bisher recht wenige Daten. Ob und wie diese Überdeckung die CO_2-Emissionen aus entwässerten Mooren beeinflusst, wird daher kontrovers diskutiert. Um die Datengrundlage zu verbessern, wurde begleitend zur BZE-LW ein Laborversuch, in dem Proben aus sandüberdeckten und vererdeten Standorte bei stufenweise verringerten Wassergehalten inkubiert wurden, durchgeführt. Die zentralen Fragestellungen des Versuches waren:

- Unterscheiden sich die Respirationsraten vererdeter und sandüberdeckter Moorböden?
- Welchen Einfluss hat der Wassergehalt auf die Höhe der Respirationsraten aus vererdeter und sandüberdeckter Moorböden?
- Welche Faktoren stehen in enger Beziehung mit den Respirationsraten?

Dazu wurden sieben Beprobungspunkte der BZE-LW sowie drei zusätzliche Standorte mit Moorböden unter Dauergrünlandnutzung beprobt (sechs Niedermoore, vier Hochmoore; s. a. Abbildung 3-70). Alle Standorte wiesen einen soweit wie möglich ungestörten, schwach zersetzten, ganzjährig gesättigten Torfhorizont im Unterboden (Hr) und entweder eine flache Sandüberdeckung oder einen vererdeten bzw. vermulmten Oberboden (Kontrollvarianten) auf. Den Sandüberdeckungen war in unterschiedlichem Maße Torf beigemengt. Die Bodenprofile weisen zwischen Ober- und Unterboden weitere Horizonte (typischerweise mindestens nHw bzw. hHw), die nicht inkubiert wurden, auf. Aus einer Profilgrube wurden je drei ungestörte Bodenproben (10 cm Höhe) in Plexiglasröhren (18 cm Höhe, 14,5 cm Durchmesser) im Oberboden (5-15 cm) und Unterboden (20-140 cm) entnommen. Die insgesamt 60 Bodensäulen (10 Standorte × 2 Tiefen × 3 Bodensäulen) wurden in einer Mikrokosmenanlage (Hantschel et al. 1994; Abbildung 2-10) bei konstanten 10 °C inkubiert und der Gasraum jeder Säule wurde permanent mit angefeuchteter CO_2-freier synthetischer Luft durchströmt. Die zu Beginn des Experiments mit Wasser gesättigten Bodensäulen wurden durch stufenweise Erhöhung des Unterdrucks (0, -20, -30, -60, -150, -300 hPa) am unteren Ende der Säulen entwässert. Die jeweils nächste Druckstufe wurde angelegt, wenn ein hydrologisches Gleichgewicht eingetreten und die Respirationsraten nahezu konstant waren.

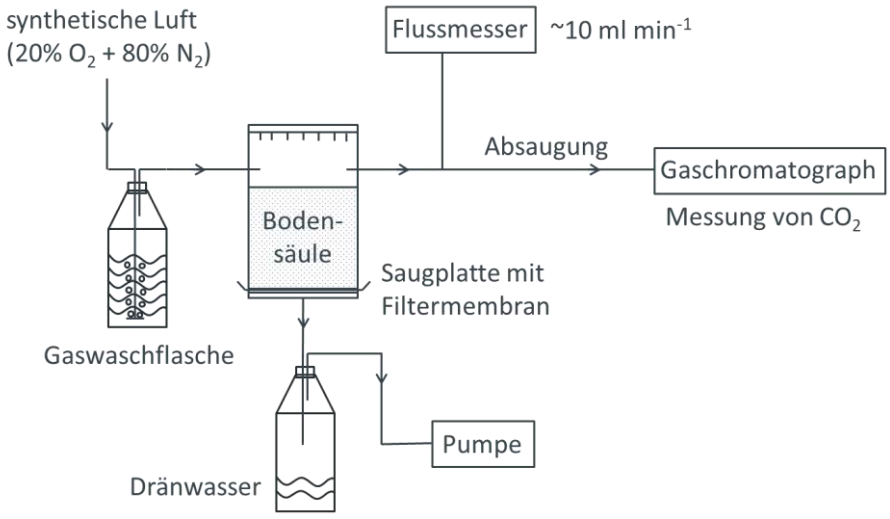


Abbildung 2-10: Schematischer Aufbau der Mikrokosmenanlage zur Messung von Kohlendioxid- (CO_2) Emissionen aus sandüberdeckten Moorböden

Die CO_2-Konzentration im Säulengasraum wurde automatisch alle acht Stunden mit einem Gaschromatographen (GC-2014, Shimadzu, Kyoto, Japan) gemessen. Für jede Bodensäule wurden

N_t- und C_{org}-Gehalt, Textur und pH-Wert (s. Kapitel 2.4.2) sowie zusätzlich P- und K-Gehalt mittels eines Calcium-Acetat-Lactat-Auszugs (P_{CAL}, K_{CAL}; VDLUFA Methodenbuch Band I A 6.2.1.1 2012) und Trockenrohdichte des Gesamtbodens nach Trocknung bei 80 °C bis zu Gewichtskonstanz bestimmt. Die Porosität wurde aus den Massen der wassergesättigten Säulen und des getrockneten Bodens berechnet. Um Bodenproben mit unterschiedlicher Porosität vergleichen zu können, wurde der wassergefüllte Porenraum (‚*water filled pore space*' = WFPS (%)) bestimmt, d. h. das Verhältnis zwischen volumetrischem Wassergehalt am Ende jeder Druckstufe zu volumetrischem Sättigungswassergehalt mal 100. Das Verhältnis von luft- und wassergefüllten Poren des Bodens ist ein wichtiger Faktor für mikrobielle Prozesse. Für die weitere Auswertung der Respirationsraten wurden für jede Druckstufe Mittelwert und Standardfehler aus 30 Messwerten, d. h. aus den jeweils letzten 10 Messwerten der drei Wiederholungen, berechnet. Die Beziehung zwischen Respirationsraten und Bodenkenngrößen wurde geprüft, indem der Korrelationskoeffizient *r* nach Spearman (Rangkorrelation) berechnet und der *p*-Wert nach der Methode von Bonferroni korrigiert wurde.

2.8 Dokumentation, Datenbanken und Probenarchiv

Dokumentation und Datenbanken

Sämtliche Originaldokumente (z. B. Kartierbelege) und digitale Fotos wurden in Papierform und/oder digital archiviert. Für alle Arbeitsbereiche wurden detaillierte Arbeitsanleitungen erstellt und archiviert. Für die Arbeitsbereiche Laboranalysen (LIMS), Geländearbeiten und Bewirtschaftungsdaten wurden separate Datenbanken angelegt. In mehreren Qualitätskontrollzyklen durchliefen die Daten Plausibilitätsprüfungen – auch arbeitsbereichsübergreifend –, in denen auch die Zusammenhänge zwischen den einzelnen Arbeitsbereichen geprüft wurden. Alle qualitätsgesicherten Daten wurden schließlich in einer Datenbank für die wissenschaftliche Auswertung integriert. Hierbei wurde besonderen Wert auf den Schutz der personenbezogenen Daten gelegt, die nicht in die Auswertungsdatenbank übertragen wurden, bzw. anonymisiert vorliegen. Für den vorliegenden Bericht wurde der aktuelle Stand der Auswertungsdatenbank vom 23.05.2018 einheitlich verwendet.

Die BZE-LW bietet einen konsistenten, flächendeckenden Datensatz, dessen Nutzung und Einsicht den Anforderungen an das Bundesdatenschutzgesetz (2017) Folge leistet, da personenbezogene und personenbeziehbare Daten involviert sind. Insbesondere ist die absolute Geheimhaltung aller personenbezogenen und -beziehbaren Informationen gewährleistet. Dies ist auch bei einer möglichen Meldung und Publikation der Daten nach der Richtlinie 2007/2/EG zur Schaffung einer Geodateninfrastruktur in der Europäischen Gemeinschaft (INSPIRE; Europäisches Parlament und Rat 2007) zu berücksichtigen.

Probenarchiv

Mit Beendigung der Standortbeprobung im Herbst 2018 wurden 16.424 getrocknete und < 2mm gesiebte Profilbodenproben (durchschnittlich 5,25 Proben pro Beprobungspunkt) und 120.042 Bohrkernproben (durchschnittlich 38 Proben pro Beprobungspunkt) als Rückstellproben für weitere Untersuchungen in gleichbleibend temperierten Kellerräumen eingelagert. Die zukünftige Entnahme einer Probe wird datenbanktechnisch erfasst, so dass die Probenmenge durchgehend bekannt ist.
Durchschnittlich stehen 1018 g pro Oberbodenprobe (0-30 cm), diese wurden in 1000 ml Rundgefäßen eingestellt, und 643 g pro Unterbodenproben, in 500 ml Vierkantgefäßen, zur Verfügung.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Repräsentativität der untersuchten Böden und Beprobungspunkte

3.1.1 Repräsentativität des Beprobungsrasters

Die Repräsentativität des gewählten 8 × 8 km Beprobungsrasters wurde bezüglich der drei Landnutzungsarten im Vergleich mit unterschiedlichen Kartenwerken und statistischen Erhebungen überprüft; außerdem wurde der Stichprobenfehler des Beprobungsrasters berechnet.

Für die Landnutzungsart „Acker“ lag der Stichprobenfehler bei ± 3,5 %, für Dauergrünlandnutzung betrug er ± 5,7 % (Tabelle 3-1). Aufgrund der geringen Anbaufläche für Sonderkulturen in Deutschland führte die damit verbundene geringere Anzahl an Beprobungspunkten zu einem systemimmanenten höheren Stichprobenfehler von 28,6 %. Bezüglich der landwirtschaftlichen Landnutzungsarten kann folglich festgestellt werden, dass ein 8 x 8 km Probenahmeraster der realen Fläche an Acker- und Grünland auf der Skalenebene „Deutschland“ sehr nahe kommt.

Tabelle 3-1: Stichprobenfehler (Hälfte des 95 %-Konfidenzintervalls) des 8 x 8 km Rasters der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft für Böden unter den Landnutzungsarten Acker, Dauergrünland und Sonderkulturen in Deutschland basierend auf der Verteilung der Landnutzungsarten aus dem Basis-Digitalen Landschaftsmodell des ATKIS® (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2016)

Landnutzungsart	Stichprobenfehler (%)
Acker	± 3,5
Dauergrünland	± 5,8
Sonderkulturen	± 28,6

Der Vergleich der Flächenanteile je Landnutzungsart nach Rasterpunkten der BZE-LW mit den Landnutzungsinformationen aus dem Basis-DLM des ATKIS® (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2016) und der Agrarstrukturerhebung (diverse Jahrgänge; Statistisches Bundesamt 2009-2017) zeigte insgesamt eine gute Übereinstimmung (Abbildung 3-1). Geringe Differenzen können mit Unterschieden in der Methodik und im Umfang der Erhebungen erklärt werden: So wurden in der Agrarstrukturerhebung nur Flächen von im Haupt- oder Nebenerwerb geführten landwirtschaftlichen Betrieben, die bestimmte Erfassungsgrenzen erreichen, erhoben (z. B. mind. 5 ha landwirtschaftliche Fläche (§91 Agrarstatistikgesetz 2014). Die Unterschiede zwischen der Flächenverteilung der Landnutzungsarten nach BZE-LW und dem Basis-DLM des ATKIS® sind größtenteils auf die uneinheitliche Zuordnung von Grünlandwechselwirtschaft zurückzuführen:

Während die Stratifizierung in der BZE-LW nach der berichteten Flächennutzung der letzten 10 Jahre erfolgte (s. Kapitel 2.5.1), wurde für das Basis-DLM des ATKIS® die aktuelle Nutzung kartiert. Ein Anbaujahr mit Grünlandvegetation wird somit im Basis-DLM des ATKIS® stets als Grünland ausgewiesen, auch wenn es sich um eine Ackerfruchtfolge (Grünlandwechselwirtschaft) handelt. Ferner werden landwirtschaftlich genutzte Flächen in Siedlungsbereichen im Basis-DLM des ATKIS® häufig als Siedlungsflächen ausgewiesen und fehlen somit in der hier beschriebenen Auswertung.

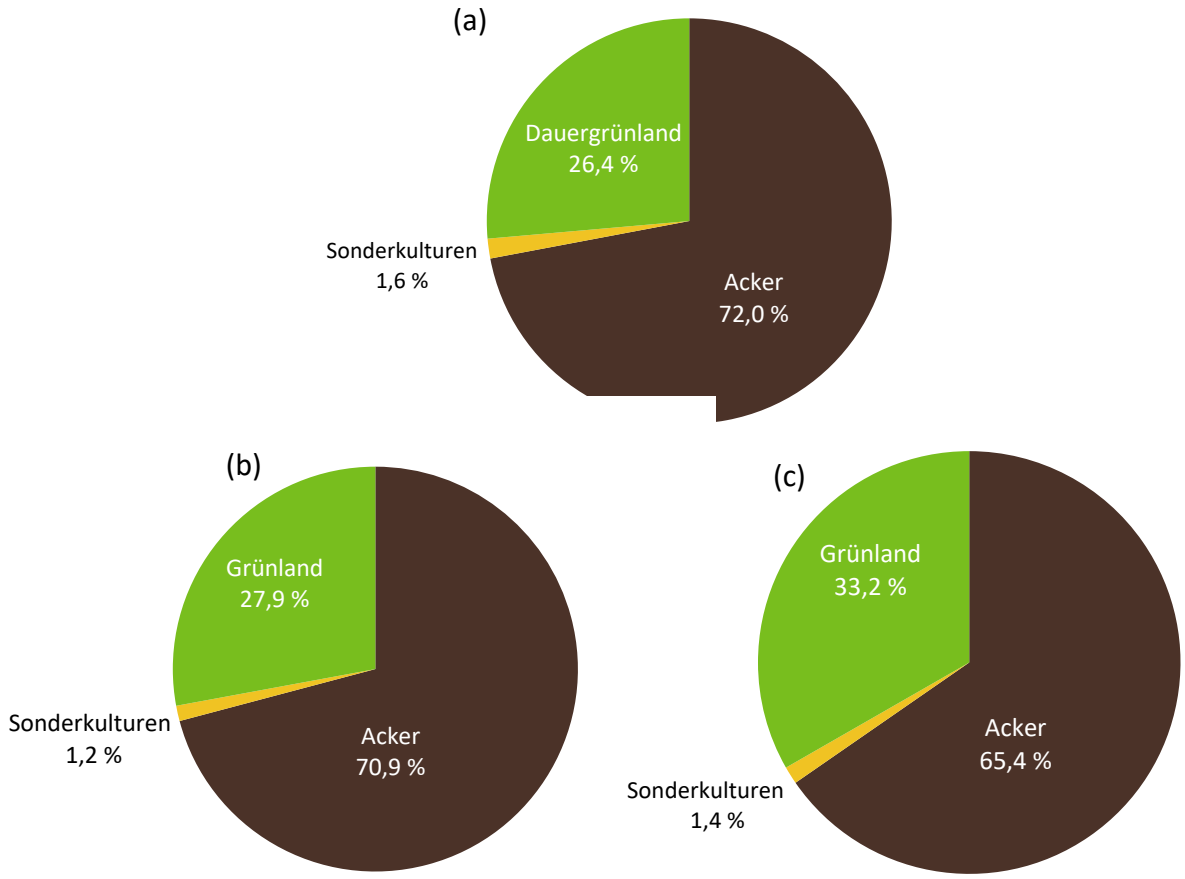


Abbildung 3-1: Relative Anteile landwirtschaftlicher Fläche unter Acker-, (Dauer-) Grünlandnutzung und Sonderkulturen in Deutschland (ausgewiesen durch (a) die Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft, (b) Landnutzungsinformationen des Basis-Digitalen Landschaftsmodells des ATKIS® (Mittel der Jahre 2009-2017; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie), (c) Agrarstrukturerhebung (Mittel der Jahre 2009-2017; Statistisches Bundesamt 2009-2017)

Die Übereinstimmung der Flächenanteile der Landnutzungsarten je Bodenregion war ebenfalls überwiegend "gut" bis "sehr gut" (Tabelle 3-2). Auf der Skalenebene "Bodenregion" zeigten sich im Wesentlichen die gleichen Unterschiede zwischen den Landnutzungsarten, wie bei der Betrachtung des Bundesgebietes. Kleine Flächenanteile wurden dabei zufällig über- oder unter-

schätzt, wie die Landnutzungsart „Acker“ in der Bodenregion "Alpen" sowie die Landnutzungsart "Sonderkulturen" generell.

Die inhaltliche Übereinstimmung der BZE-LW mit der BÜK1000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2013), gemessen an der relativen Übereinstimmung der Flächenanteile der Leitbodenassoziationen (BÜK1000) in den Bodenregionen, differenziert nach Landnutzung, wurde immer dann sehr gut beschrieben, wenn viele Beprobungspunkte in einer Bodenregion lagen (Tabelle 3-3). Für Flächen unter Ackernutzung lag die Übereinstimmung der Verteilung der Leitbodenassoziationen innerhalb der meisten Bodenregionen mindestens 10 %-Punkte höher als für Flächen unter Dauergrünland; insgesamt war die Übereinstimmung mit "gut" bis "sehr gut" einzustufen (s. Tabelle 2-6), was in erster Linie auf die höheren Anteile an Ackerfläche zurückzuführen ist. Die Flächen unter Dauergrünlandnutzung wiesen lediglich in den Berg- und Hügelländern (Bodenregionen 8, 11) mit Ackernutzung vergleichbare Werte auf, wogegen sie in der Bodenregion „Alpen“ aufgrund der kaum vorkommenden Ackernutzung eine deutlich bessere Entsprechung zeigten. Insgesamt war die inhaltliche Übereinstimmung der Flächenanteile der Leitbodenassoziationen mit der BÜK1000 für Böden unter Dauergrünlandnutzung mit "gut" bis "befriedigend" zu bewerten (Tabelle 3-3).

Bezüglich der Sonderkulturen war die Übereinstimmung mit der BÜK1000 am geringsten und in den meisten Bodenregionen mit "gering" bis "mittel" einzustufen. Ausnahme waren die großen Obstanbaugebiete Deutschlands „Altes Land“ (in Bodenregion 1), „Bodenseegebiet“ (in Bodenregion 3), wo die Übereinstimmung "gut" bis "sehr gut" war.

Die Untersuchungen zur Repräsentativität des Stichprobenraters der BZE-LW zeigten, dass die Ergebnisse unterschiedlicher Erhebungssysteme unabhängig voneinander eine inhaltliche Übereinstimmung, die insgesamt mit „gut“ (76 % Übereinstimmung) zu bewerten ist, aufwiesen. Deutlich wurde aber auch, dass nicht nur die absolute Flächengröße einzelner Betrachtungseinheiten sondern auch deren Verteilung bei Stichprobenrasteruntersuchungen eine entscheidende Rolle spielen. Kleine, nicht zusammenhängende Flächen werden in der Regel unterschätzt, wodurch die Repräsentativität der Untersuchung für diese Einheiten deutlich gemindert ist. Im Falle der BZE-LW trifft dies insbesondere für Flächen unter Sonderkulturen und auf organischen Böden zu. Im Falle einer Wiederholungsbeprobung sollte in diesbezüglich betroffenen Regionen eine Verdichtung des Stichprobenrasters erfolgen. Insgesamt kann jedoch geschlossen werden, dass das Beprobungsraster der BZE-LW sowohl auf der Skalenebene "Deutschland" als auch auf der Ebene "Bodenregion" nicht nur die aktuelle landwirtschaftliche Landnutzung gut wiederspiegelt, sondern auch flächenhaft die Verteilung bodenkundlicher Charakteristika repräsentiert – abgesehen von den erwähnten Ausnahmen, die diesbezüglich Einschränkungen unterliegen.

Tabelle 3-2: Relativer Anteil der Landnutzungsarten in den 12 Bodenregionen Deutschlands (Ad-hoc-AG Boden 2005; s. Karte 2-4) ermittelt anhand der Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) sowie basierend auf dem Basis-Digtalen Landschaftsmodell (DLM) des ATKIS® (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2016) sowie die abgeleitete Übereinstimmung der Ergebnisse nach Düwel et al. (2007)

Bodenregion	Anteil Landnutzungsart (%)						Übereinstimmung (%)*
	Acker		(Dauer-)grünland		Sonderkulturen		
	Basis-DLM	BZE-LW	Basis-DLM	BZE-LW	Basis-DLM	BZE-LW	
Küstenholozän (Watt, Marsch, Podsol-Regosol, Lockersyrosem)	41,2	47,1	56,3	48,5	2,6	4,4	92,3
Überregionale Flusslandschaften	68,4	74,3	28,9	23,8	2,6	2,0	94,2
Jungmoränenlandschaften	68,1	71,7	31,2	27,0	0,8	1,3	95,8
Altmoränenlandschaften	70,0	75,1	29,5	24,3	0,5	0,7	94,8
Deckenschotterplatten und Tertiärhügelländer im Alpenvorland	68,8	75,6	29,1	22,8	2,1	1,6	93,2
Löss- und Sandlösslandschaften	83,6	90,1	13,1	7,1	3,3	2,8	93,5
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sedimentgesteinen im Wechsel mit Löss	74,4	80,7	25,2	18,7	0,4	0,6	93,5
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen carbonatischen Gesteinen	69,6	73,7	29,3	24,7	1,1	1,6	95,4
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen	60,8	67,3	38,2	31,5	0,9	1,2	93,3
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten	44,6	45,0	54,6	53,8	0,8	1,2	99,2
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern	43,7	48,7	53,9	46,8	2,5	4,4	93,0
Alpen	0,3	0,0	99,7	100,0	0,0	0,0	99,7

*Die prozentuale Übereinstimmung ergibt sich aus der Summe der jeweils kleineren Flächenanteile der Landnutzungsarten in einer Bodenregion

Tabelle 3-3: Gesamte Fläche je Landnutzungsart (Digitales Geländemodell; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2016) in den Bodenregionen (Ad-hoc-AG Boden 2005; s. Karte 2-4) sowie inhaltliche Übereinstimmung* (nach Düwel et al. 2007) der Verteilung der Leitbodenassoziationen (nicht gezeigt) in den Bodenregionen, differenziert nach Landnutzungsart, zwischen Bodenzustandserhebung Landwirtschaft und Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2013)

Bodenregion	Acker		(Dauer-)grünland		Sonderkulturen	
	Fläche (kha)	Übereinstimmung (%)	Fläche (kha)	Übereinstimmung (%)	Fläche (kha)	Übereinstimmung (%)
Küstenholozän (Watt, Marsch, Podsol-Regosol, Lockersyrosem)	211	78	320	65	13	87
Überregionale Flusslandschaften	828	75	378	63	32	51
Jungmoränenlandschaften	2.064	63	1.064	66	23	72
Altmoränenlandschaften	3.225	79	1.48	69	23	23
Deckenschotterplatten und Tertiärhügelländer im Alpenvorland	519	85	220	59	16	40
Löss- und Sandlösslandschaften	2.196	77	379	43	87	36
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sedimentgesteinen im Wechsel mit Löss	682	79	244	59	4	0
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen carbonatischen Gesteinen	828	81	361	72	13	22
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen	1.224	81	782	64	19	45
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten	460	75	571	69	8	59
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern	441	73	555	46,8	25	50
Alpen	0,3	0	116	100,0	0	0

*die prozentuale Übereinstimmung ergibt sich aus der Summe der jeweils kleineren Flächenanteile (bestimmt über BZE-LW bzw. BÜK1000) der vorkommenden Leitbodenassoziationen in einer Bodenregion

3.1.2 Repräsentativität des hier berichteten Datensatzes

Klassen mineralischer Böden und Moorklassen

Von dem hier ausgewerteten Datensatz der BZE-LW waren 94,6 % (2489) der Beprobungspunkte auf mineralischen und 5,4 % (142) auf Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden.

Die Verteilung der Beprobungspunkte der BZE-LW über die Klassen mineralischer Böden waren für Acker- und unter Dauergrünlandnutzung relativ ähnlich (Abbildung 3-2, Abbildung 3-3). Ausnahmen bildeten die Lessivés, die vorrangig unter Ackernutzung waren, sowie die Gleye und Auenböden, die vorrangig unter Dauergrünlandnutzung waren. Diese Ausnahmen sind durchaus nachvollziehbar: Lessivés sind in der Regel schluffreiche, tiefgründige Böden mit hohem Wasserhalte- und Nährstoffspeichervermögen und wurden daher bevorzugt in eine Ackernutzung genommen. Böden, die durch regelmäßige Einstauungen von Wasser beeinflusst sind, wie Auenböden oder Gleye, wurden eher als Dauergrünland genutzt, da regelmäßig hohe Wassergehalte die Befahrbarkeit behindern und das Pflanzenwachstum einschränken können (s. a. Kapitel 3.2.4.3).

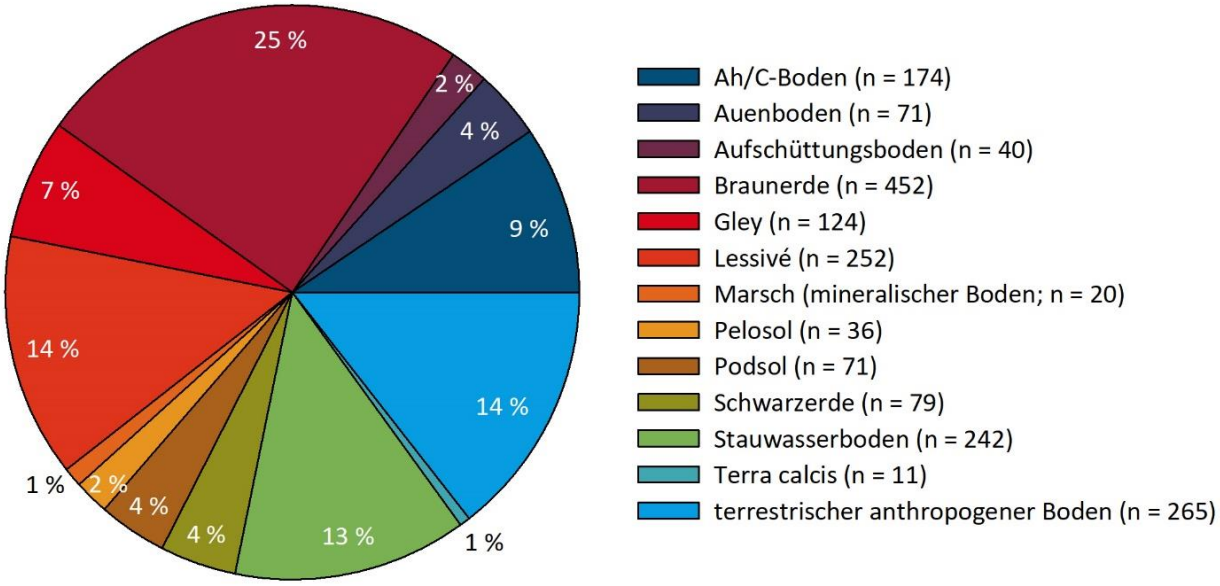


Abbildung 3-2: Verteilung der Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft auf mineralischen Böden unter Ackernutzung über Bodenklassen nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5; Ad-hoc-AG Boden 2005) im hier berichteten Datensatz

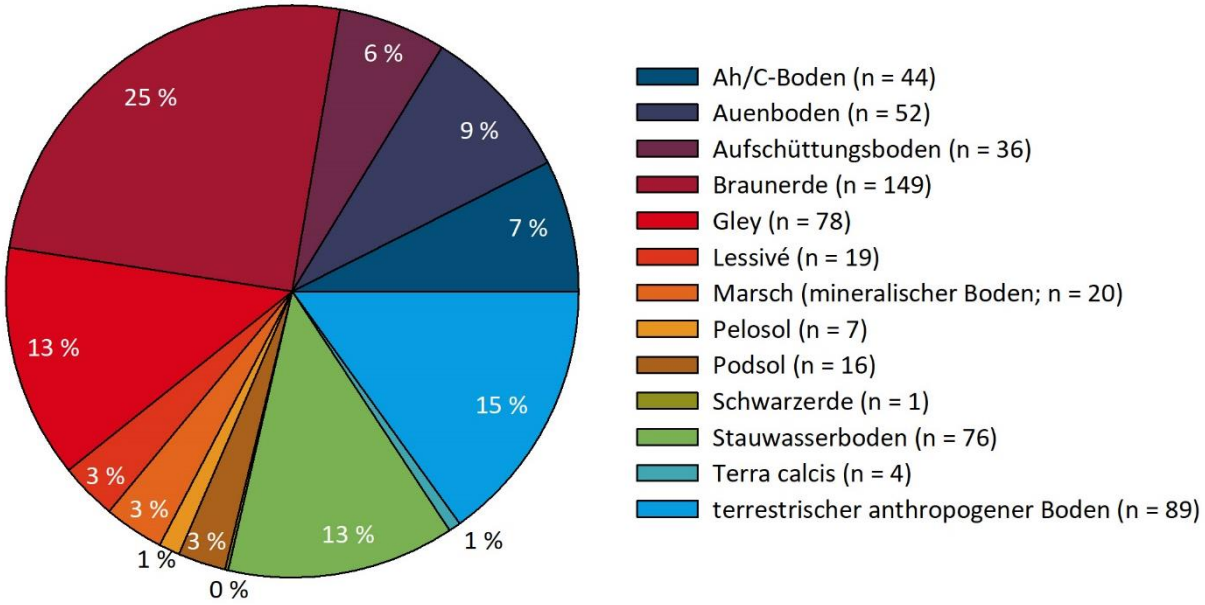


Abbildung 3-3: Verteilung der Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft auf mineralischen Böden unter Dauergrünlandnutzung über Bodenklassen nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5; Ad-hoc-AG Boden 2005) im hier berichteten Datensatz

Für Deutschland gibt es kein kartographisches Werk, das die Verbreitung von Bodenklassen zeigt. Die BÜK1000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2013) beschreibt als Legendeneinheit s. g. Leitbodenassoziationen, die sich jeweils aus mehreren Bodenklassen zusammensetzen. In einer älteren Arbeit der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2007a) wurden die Bodenklassen anteilig der Fläche der einzelnen Leitbodenassoziationen zusammengestellt. Diese Zusammenstellung ist nicht exakt vergleichbar mit der BZE-LW, da Landnutzungsarten nicht differenziert sind, nicht exakt dieselben Bodenklassen unterschieden werden und die Abgrenzung zu Moor- und moorähnlichen Böden anders erfolgt als für diesen Bericht – ein Vergleich kann hier lediglich eine grobe qualitative Orientierung bieten. Die in der BZE-LW am stärksten repräsentierten Bodenklassen mineralischer Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung waren bei nutzungsartübergreifender Bewertung „Braunerde“ (23 % der Beprobungspunkte), „Lessivé“ (11 %), „Gley“ (8 %), „Stauwasserboden“ (12 %) und „terrestrisch anthropogener Boden“ (14 %). Den über alle Landnutzungsarten hinweg erstellten Angaben der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2007a) folgend ist die Bodenklasse „Braunerde“ mit 32 % Flächenanteil die am meisten verbreitete in Deutschland; die Klasse „Lessivé“ ist bundesweit mit 14 % Flächenanteil vertreten, „Gley“ und „Stauwasserboden“ mit 12 %. Somit können die hier ausgewerteten Beprobungspunkte der BZE-LW für diese bedeutsamsten Bodenklassen im weitesten Sinne als vergleichbar in der Verteilung der Bodenklassen mineralischer Böden nach Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2007a) angesehen werden. Auffallend hoch war der Anteil an Beprobungspunkten in der Bodenklasse „terrestrisch anthropogener Boden“ mit 14 %. Laut Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2007a) nehmen diese Böden in allen Landnutzungsarten flächenmäßig in Deutschland nur einen Anteil von 2 % ein. Dieser deutliche Unter-

schied weist darauf hin, wie stark die landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland durch anthropogen induzierte Umwandlungen (z. B. tiefpflügen, Überdeckungen durch Fremdmaterial) geprägt sind.

Bei den Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden entfielen 35 % auf Niedermoorböden, Hochmoorböden waren mit 11 % vertreten (Abbildung 3-4). Zu den Moorfolgeböden zählten 23 %, 8 % entfielen auf flach überdeckte organische Böden. Je 12 % waren mächtig überdeckte organische Böden und Treposole aus organischen Böden. Die meisten Beprobungspunkte befanden sich erwartungsgemäß (Fell et al. 2012) in Niedersachsen und Bremen (43,7 %), gefolgt von Schleswig-Holstein (14,1 %), Mecklenburg-Vorpommern (13,4 %) und Bayern (12,0 %). In Brandenburg lagen 7,7 % der Beprobungspunkte und nur vereinzelt fanden sich Standorte in Sachsen-Anhalt (4,9 %), Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen (je 2,1 %). Aufgrund der Einbeziehung von überdeckten Standorten und Treposolen aus organischen Böden lag der Anteil von Beprobungspunkten in Niedersachsen deutlich über dem von Fell et al. (2012) berichteten Wert für Niedersachsen (28 %).

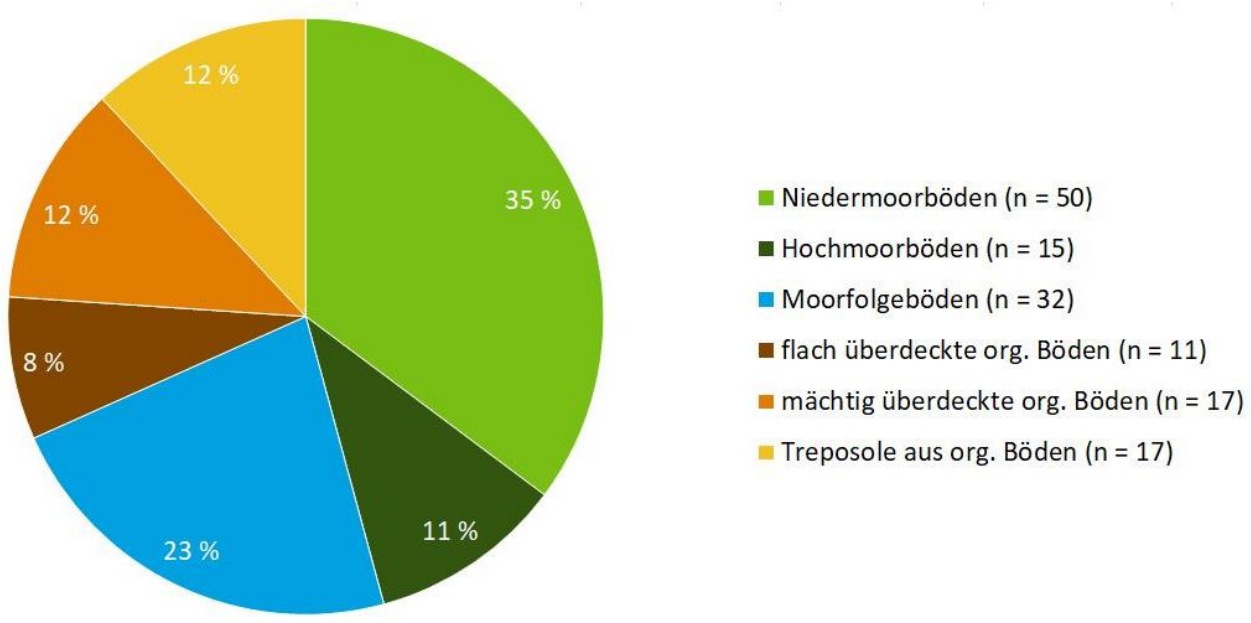


Abbildung 3-4: Verteilung der Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft auf Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden über Moorklassen (s. a. Abbildung 2-7; org. = organische) im hier berichteten Datensatz

Eine Verschneidung des Flächendatensatzes zu den organischen Böden in Deutschland (verändert nach Fell et al. 2012) mit dem Basis-DLM des ATKIS® (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2016) ergab, dass dies 6 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche Deutschlands entspricht. Im Flächendatensatz (verändert nach Fell et al. 2012) sind dabei überdeckte Standorte nur teilweise und Sandmischkulturen gar nicht einbezogen worden. Entsprechend wurden für die BZE-LW 158 Beprobungspunkte auf Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden erwartet. Davon aus-

gehend, dass im hier berichteten Datensatz von den 142 Beprobungspunkten nur 97-125 den Kriterien des Flächendatensatzes entsprachen, ist eine deutliche Unterrepräsentativität der Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden für diesen Bericht erkennbar. Als Gründe kommen in Frage:

- unzureichende Probenanzahl,
- Differenzen in der Definition organischer bzw. moorähnlicher kohlenstoffreicher Böden,
- unzureichende Abbildung kleinräumiger Strukturen und Erfassung von Randlagen,
- auf Grund von Mineralisierung verringerte Fläche organischer Böden im Vergleich zu den des Flächendatensatzes organischer Böden zu Grunde liegenden Datensätzen.

Die Verschneidung zeigte außerdem, dass lediglich 69 % der Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden der BZE-LW deckungsgleich mit dem Flächendatensatz zu den organischen Böden in Deutschland waren. Von den mineralischen Böden lagen 98 % der Beprobungspunkte erwartungsgemäß außerhalb dieser Flächenkulisse. Es war jedoch zum einen festzustellen, dass 57 Beprobungspunkte im Flächendatensatz zu den organischen Böden lagen und zum anderen, dass sich 44 Beprobungspunkte von Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden außerhalb befanden. Dies ist zum einen bedingt durch die Kartengrundlage: So setzt sich der Flächendatensatz zu den organischen Böden in Deutschland aus verschiedenen Daten aller Bundesländer, die unterschiedliche Maßstäbe, Aktualitäten und Kartiereinheiten aufweisen (Fell et al. 2012, Roßkopf et al. 2015), zusammen. Entsprechend der unterschiedlichen Eingruppierung überdeckter organischer Böden wurde beispielsweise in den Bundesländern mit einer weiten Verbreitung von Marschböden (Niedersachsen und Schleswig-Holstein) ein im Vergleich zum Flächendatensatz organischer Böden höherer Anteil an Beprobungspunkten gefunden. Zum anderen ergeben sich aufgrund der naturräumlich bedingten Lage von Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden Ballungsgebiete, wie z. B. im nördlichen Niedersachsen. Diese sind im starren 8 x 8 km Raster nicht exakt erfassbar, was oft zum Verfehlen von vor allem kleineren Moorkomplexen führte. Noch schwieriger stellen sich schmale lineare Komplexe z. B. entlang von Flussläufen dar.

Im nächsten Schritt wurde für alle Beprobungspunkte (Moorböden sowie 57 mineralische Böden, s. o.) die Lage innerhalb des Flächendatensatzes organischer Böden im Bezug zum Moorkörper geprüft, um eine mögliche Beprobung von Randlagen zu ermitteln. Bei Betrachtung aller Punkte reichte das Spektrum der Entfernung zum Moorrand von 0,8 m bis 3.797 m bei einem Median von 127 m. Die Beprobungspunkte von Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden (n = 98) zeigten einen höheren Abstand von 170 m (Median) und deckten auch die weitesten Abstände ab. Die mineralischen Böden (n = 57) lagen dagegen näher am Rand (Median: 71 m). Es ist davon auszugehen, dass die Randlagen der ausgewiesenen organischen Böden des Flächendatensatzes aufgrund der Landnutzung stark degradiert sind und im Rahmen der BZE-LW nicht mehr als Moor- und weitere kohlenstoffreiche Böden zu kartieren waren. Die im Mittel geringen Abstände zum Moorrand sind bedingt durch die landwirtschaftliche Nutzung, die eher am Rand als im Kern von Moorkörpern erfolgt. Eine Überprüfung der Verteilung der Abstände der Beprobungspunkte

zum Moorrand mit einem fiktiven 25 x 25 m Raster zeigte eine gute Übereinstimmung (nicht gezeigt) und damit Repräsentativität dieses Parameters.

Im Gegensatz zu mineralischen Böden verändern sich Moor- und weitere kohlenstoffreiche Böden schnell, so dass auch die besten verfügbaren Kartengrundlagen nicht zwangsläufig aktuell sind, da diese empfindlichen Böden seit der Aufnahme durch Degradierung und Mineralisation verschwunden sein können. Dies trägt auch zur Abweichung zwischen der Flächenkulisse organischer Böden und den Ergebnissen der BZE-LW bei.

Insgesamt muss festgestellt werden, dass die BZE-LW die vielgestaltigen Moor- und kohlenstoffreichen Böden aufgrund des geringen Stichprobenumfangs und der typischen räumlichen Strukturen von Mooren nicht repräsentativ abbilden konnte. Eine Einschätzung der Repräsentativität ist allerdings auf Grund teilweise veralteter Kartengrundlagen abschließend kaum zu beurteilen.

Landnutzungsart

Die mineralischen Böden des hier berichteten Datensatzes waren zu 74 % unter Ackernutzung, zu 24 % unter Dauergrünlandnutzung und zu 2 % unter Sonderkulturen. Die Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden waren zu 79 % unter Dauergrünland und zu 21 % unter Ackernutzung. Der Datensatz entspricht in der anteiligen Verteilung der Landnutzungsarten also sehr gut der nach verschiedenen Quellen recherchierten landwirtschaftlichen Nutzungsarten in Deutschland (s. a. Abbildung 3-1).

Bodenregionen

Die im hier berichteten Datensatz am häufigsten vertretenen Bodenregionen waren die Altmoränenlandschaften (25 % der Beprobungspunkte), die Löss- und Sandlösslandschaften (15 % der Beprobungspunkte), die Jungmoränenlandschaften (13 % der Beprobungspunkte) sowie die Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen (11 % der Beprobungspunkte) (Abbildung 3-5). Dies deckte sich größenordnungsmäßig mit den Anteilen an Fläche unter landwirtschaftlicher Nutzung in den verschiedenen Bodenregionen nach Basis-DLM des ATKIS® (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2016; Tabelle 3-3). Jedoch war der Anteil der Beprobungspunkte im hier berichteten Datensatz der BZE-LW für Altmoränenlandschaften leicht überschätzt (20 % nach Basis-DLM des ATKIS®) und für Jungmoränenlandschaften leicht unterschätzt (18 % nach Basis-DLM des ATKIS®). Dies ist erklärbar durch die noch ausstehenden Probenahmen und Laboranalysen zu Redaktionsschluss für den hier berichteten Datensatz, die insbesondere den Nordosten des Bundesgebietes betrafen. Zwischen 4 % und 6 % der Beprobungspunkte lagen in den übrigen Bodenregionen – ausgenommen das kaum vertretene Küstenholozän sowie die Alpen. Diese lagen in ähnlichen Bereichen der Flächenanteile unter landwirtschaftlicher Nutzung laut Basis-DLM des ATKIS®, wo die Bodenregionen mit 4-7 % vertreten waren; Ausnahme war hier die mit nur 2 % vertretene Bodenregion

„Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen carbonatischen Gesteinen“, die im hier berichteten Datensatz der BZE-LW 5 % ausmachte und somit leicht überschätzt wurde.

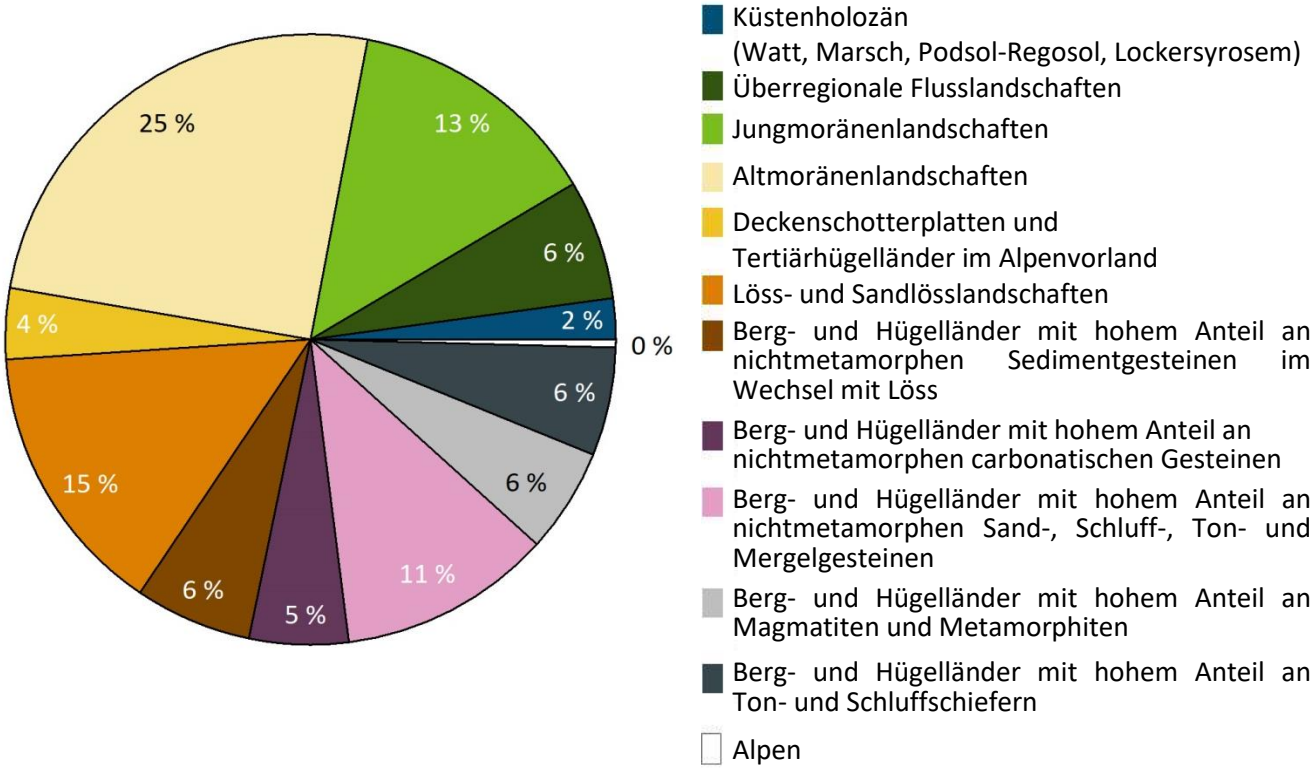


Abbildung 3-5: Verteilung der Beprobungspunkte im hier berichteten Datensatz der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft über die Bodenregionen nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5; Ad-hoc-AG Boden 2005)

Betriebsform

Aus der bundesweiten Statistik für das Jahr 2016 (BMEL 2016a, Statistisches Bundesamt 2017c) ging hervor, dass 27 % der landwirtschaftlichen Betriebe (73.700 Betriebe) auf 39 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche einen reinen Marktfruchtanbau betrieben (nicht gezeigt). Rund 49 % (136.000 Betriebe) wurden als "Futterbau und viehhaltend" klassifiziert und nutzten 43 % der Fläche. Die übrigen 24 % (65.700 Betriebe) betrieben eine Mischform auf 18 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Im Rahmen des hier berichteten Datensatzes aus der BZE-LW wurden 26 % (679 Betriebe) der Betriebe, auf deren Flächen ein Beprobungspunkt lag, mit der Betriebsform „reiner Marktfruchtanbau“ klassifiziert (Abbildung 3-6). Somit war für diese Betriebsform die Repräsentativität des hier berichteten Datensatzes bezüglich der durch reinen Marktfruchtanbau bewirtschafteten Fläche im Sinne der in Tabelle 2-6 gezeigten Übereinstimmungsklassen "gut". Zur der dennoch deutlichen Abweichung trug bei, dass die statistischen Daten lediglich Betriebe mit einer Nutzfläche von > 5 ha einbeziehen und das 8 x 8 km Raster der BZE-LW eine solche Erfassungsgrenze nicht hatte.

Für die Futterbau- und viehhaltenden Betriebe gab es hingegen eine deutliche Verschiebung des BZE-LW Datensatzes und der bundesweiten Statistik: Nur 11 % (290 Betriebe) aus der BZE-LW hatten diese Betriebsform. Grund war, dass nach EU-Typologie (BMEL 2018a) und somit für die Zuordnung in der bundesweiten Statistik von 2016 auch bei viehhaltenden Betrieben (dort "Futterbau-", "Veredelungs-" und "Viehhaltungsverbundbetriebe") ein deutlicher Anteil von bis zu 1/3 des wirtschaftlichen Outputs aus anderen Rubriken (z. B. Anbau von Marktfrüchten) zugelassen ist (BMEL 2018b). In der hier angewendeten Definition (s. Kapitel 2.5.1) wurden solche Betriebe der Mischform zugeordnet; dies spiegelte sich in einem deutlich erhöhten Anteil von 63 % (1.662 Betriebe) in der Mischform. Durch diese Verschiebung – bedingt durch die Unterschiedlichkeit in der Definition der Betriebsform (s. a. Kapitel 2.5.1) – ist die Repräsentativität den Beprobungspunkten zugehörigen Betriebsformen in der BZE-LW für die Betriebsform "Futterbau- und viehhaltender Betrieb" nicht exakt überprüfbar. Eine Hinzunahme wirtschaftlicher Größen zur Bestimmung der Betriebsform, wie für die Zuordnung nach EU-Typologie (BMEL 2018b) erfolgt, wäre mit umfangreichen Annahmen und Schätzgrößen behaftet und wurde für diesen Bericht nicht vorgenommen.

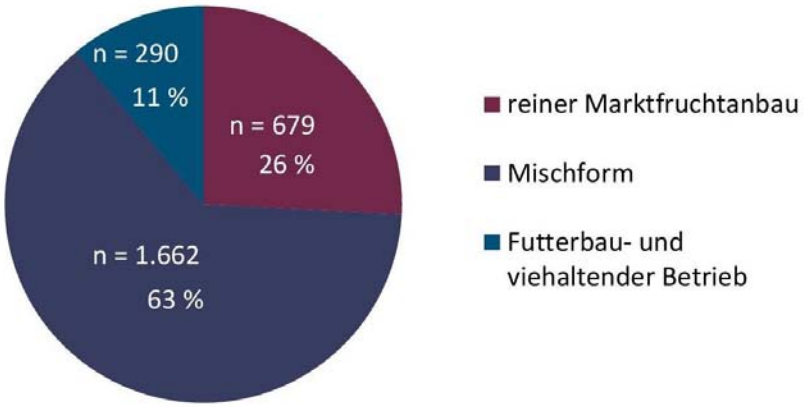


Abbildung 3-6: Verteilung der Betriebsformen zugehörig zu den Beprobungspunkten der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft im hier berichteten Datensatz; weiße Zahlen kennzeichnen Stichprobenumfang und Anteil

3.2 Mineralische Böden

Mineralische Böden und Moorböden unterscheiden sich deutlich in der Anreicherung, Stabilisierung und Umsetzung von C_{org}. Aufgrund der deutlichen Unterschiede in der C_{org}-Dynamik und -Speicherung wurden in diesem Bericht mineralische Böden sowie Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden separat voneinander ausgewertet. Hierbei ist zu beachten, dass die Gruppe der Moorböden um weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden u. a. in Anlehnung an die internationale Definition von organischen Böden (nach IPCC, Nielsen et al. 2016) erweitert wurde (s. a. Kapitel 2.5.1). Die hier verwendete Trennung von mineralischen Böden und Moor- sowie moorähnlichen Böden entspricht somit nicht exakt der Definition der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5.

3.2.1 Gehalt an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff

Der C_{org}-Gehalt in mineralischen Böden zeigte ein deutliches Tiefenprofil mit höheren Werten nahe der Bodenoberfläche, an der die C_{org}-Einträge aus Pflanzenresten und organischen Düngern erfolgen (Abbildung 3-7). Dabei zeigte sich ein deutlicher Einfluss der Landnutzungsart: Böden unter Dauergrünlandnutzung erfahren kaum Durchmischung – im Gegensatz zu den regelmäßig bearbeiteten Böden unter Ackernutzung – und bildeten einen steileren Gradienten im Tiefenverlauf ab mit 44 ± 20 g kg^{-1} in 0-10 cm bis zu 5 ± 10 g kg^{-1} in 70-100 cm. Böden unter Ackernutzung hatten zudem generell einen geringeren C_{org}-Gehalt mit 17 ± 9 g kg^{-1} in 0-10 cm bis zu 2 ± 3 g kg^{-1} in 70-100 cm. Die Böden unter Sonderkulturen (n = 38) wiesen Werte von 27 ± 11 g kg^{-1} in 0-10 cm bis zu 4 ± 5 g kg^{-1} in 70-100 cm auf (nicht gezeigt). Zu beachten ist, dass der Stichprobenumfang von n = 38 die Böden unter Sonderkulturen in Deutschland nicht ausreichend repräsentierte (s. Kapitel 3.1). Die hier gezeigten Mittelwerte sind typisch für landwirtschaftlich genutzte, mineralische Böden unter mitteleuropäischen Klima- und Bewirtschaftungsbedingungen: So berichtete das Joint Research Center (2013) aus der europaweiten LUCAS-Erhebung für die in Deutschland vorkommenden Klimazonen mittlere C_{org}-Gehalte in 0-20 cm von 15-20 g kg^{-1} unter Ackernutzung und 24-40 g kg^{-1} unter Grünlandnutzung.

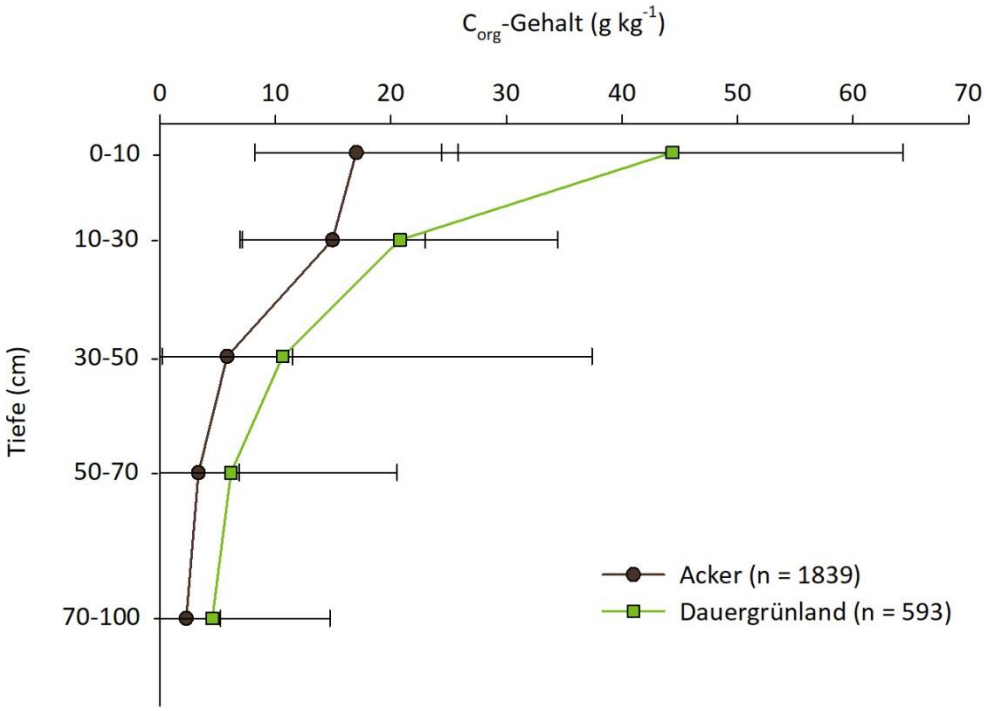
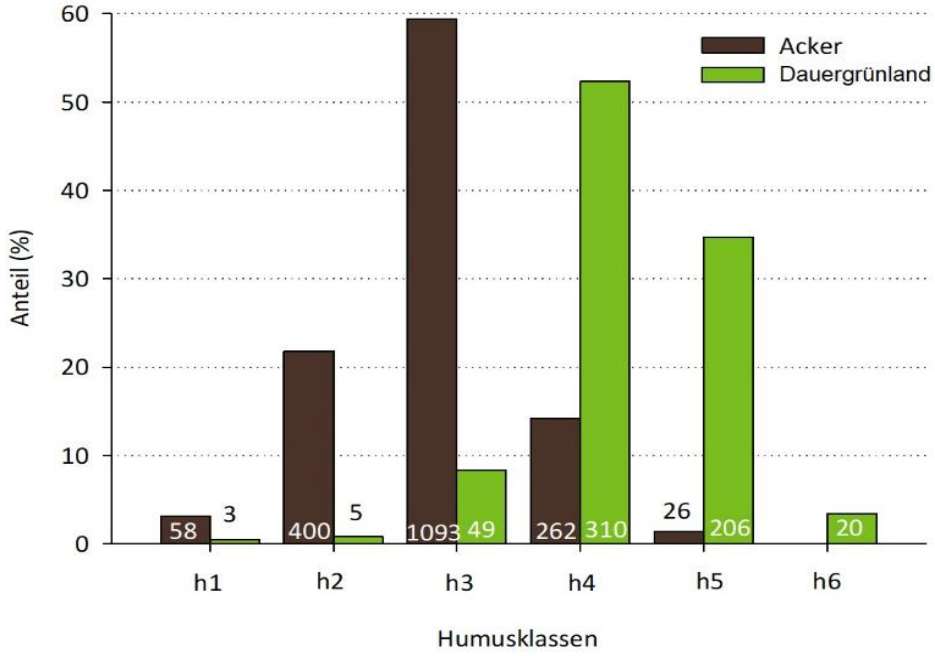


Abbildung 3-7: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in mineralischen Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

In der landwirtschaftlichen Praxis wird der C_{org}-Gehalt im Boden bekanntermaßen nach den Humusgehaltsklassen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5; Ad-hoc-AG Boden 2005) eingeteil. Humus und C_{org}-Gehalt stehen beide für die tote organische Substanz im Boden, wobei Humus im Mittel zu 58 % aus C_{org} besteht und man den Humusgehalt über folgende Gleichung abschätzen kann (Ad-hoc-AG Boden 2005): Humusgehalt (Masse-%) = 1,72 × C_{org}-Gehalt im Boden (Masse-%). Der C_{org}-Gehalt in der organischen Bodensubstanz kann besonders bei gering zersetzten Substanzen wie Torfen oder Auflagehumus auch deutlich höher liegen. Die Ad-hoc-AG Boden (2005) empfiehlt in diesen Fällen die Annahme, dass die organische Bodensubstanz zu 50 % aus C_{org} besteht. Im Rahmen der BZE-LW war der Anteil der Beprobungspunkte über die Humusgehaltsklassen hinweg normalverteilt mit 50-60 % der Oberböden (hier abweichend in 0-10 cm berichtet) unter Ackernutzung in der Klasse h3 bzw. für Böden unter Dauergrünlandnutzung in der Klasse h4 (Abbildung 3-8). Auch hier wurde der Einfluss der Landnutzungsart mit höheren Anteilen an Beprobungspunkten in höheren Humusgehaltsklassen für Böden unter Dauergrünlandnutzung deutlich.



	h1	h2	h3	h4	h5	h6*
Humus (%)	< 1	1-2	2-4	4-8	8-15	> 15
organischer Kohlenstoff (g kg^{-1})	5,8	5,8-11,6	11,6-23,3	23,3-46,5	46,5-87,2	> 87,2

Abbildung 3-8: Anteil der Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft mineralischer Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung an den Humusklassen nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5, Ad-hoc-AG Boden 2005) bezogen auf 0-10 cm Bodentiefe; Zahlen in bzw. über den Säulen kennzeichnen den Stichprobenumfang

*humus- bzw. kohlenstoffreiche Horizonte (C_{org}-Gehalt ≥ 87 g kg^{-1}) können auch in mineralischen Böden auftreten; Moor- und moorähnliche Böden werden separat in Kapitel 3.3 berichtet

Deutlich zeigte sich die hohe Variabilität des C_{org}- bzw. Humusgehaltes im Gesamtdatensatz: Der C_{org}-Gehalt im Oberboden (0-30 cm) reichte von 0,6 bis 78 g kg^{-1} unter Ackernutzung und 2 bis 98 g kg^{-1} unter Dauergrünland.

Der N_t-Gehalt der mineralischen Böden folgte im Tiefenverlauf und in der Unterschiedlichkeit zwischen den Landnutzungsarten dem C_{org}-Gehalt: Die Mittelwerte für Böden unter Ackernutzung reichten von 1,6 ± 0,8 g kg^{-1} in 0-10 cm bis zu 0,3 ± 0,3 g kg^{-1} in 70-100 cm und unter Dauergrünlandnutzung von 4,1 ± 1,9 g kg^{-1} in 0-10 cm bis zu 0,5 ± 0,5 g kg^{-1} in 70-100 cm (Abbildung 3-9). Böden unter Sonderkulturen zeigten entsprechend Werte von 2,4 ± 1,0 g kg^{-1} in 0-10 cm bis zu 0,5 ± 0,5 g kg^{-1} in 70-100 cm (nicht gezeigt).

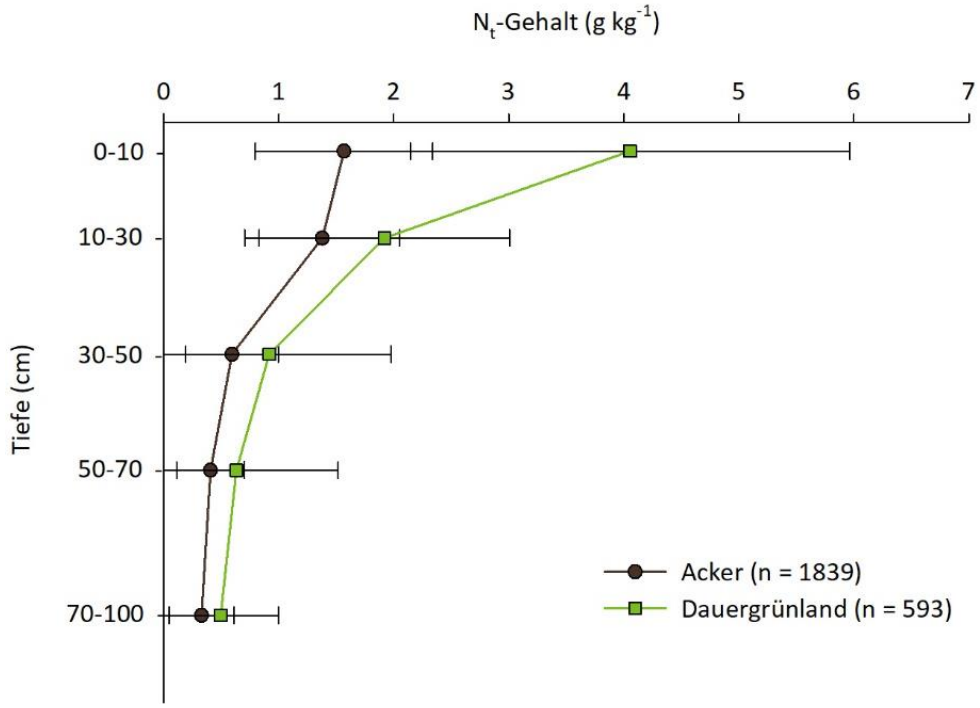


Abbildung 3-9: Gehalt an Gesamtstickstoff (N_t) in mineralischen Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

Das C:N-Verhältnis des Bodens wird häufig als Indikator für den Grad der Umsetzungsintensität von organischer Bodensubstanz bzw. als Maß für den Grad der Mineralisierbarkeit herangezogen: Grundsätzlich hat frische organische Substanz, die z. B. aus Pflanzenresten in den Boden eingetragen wird, ein weiteres C:N-Verhältnis, als solche, die bereits stärker zersetzt oder mikrobiellen Ursprungs ist. Die mit der Bodentiefe enger werdenden Werte des C:N-Verhältnisses verdeutlichen diesen Zusammenhang. Auch unsere Untersuchungen zu C_{org} in Dichtefraktionen, bei denen das POM-Material positiv mit den C:N-Verhältnis des Bodens korrelierte (s. Kapitel 3.2.3) bestätigen diese Zusammenhänge. Während sich der C_{org}-Gehalt von pflanzlicher Biomasse verschiedener Kulturarten kaum unterscheidet, variiert der N_t-Gehalt (vgl. z. B. Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft 2018). Bei der Mineralisierung von organischer Substanz bevorzugen Bodenorganismen Substanzen mit engerem C:N-Verhältnis, um ihren physiologischen N-Bedarf zu decken (Hodge et al. 2000). Gleichzeitig wird das C:N-Verhältnis im Zuge der Mineralisierung zunehmend enger. Untersuchungen von Springob & Kirchmann (2003) sowie Thomsen et al. (2008) zeigten, dass ab einem C:N-Verhältnis von > 12 die Mineralisierungsgeschwindigkeit von organischer Bodensubstanz deutlich verringert ist. Für die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung war das C:N-Verhältnis bislang ein zentraler Indikator für die Höhe von Lachgasemissionen, die auftreten können, wenn der Vorrat an organischer Bodensubstanz abnimmt; mit vorliegenden Ergebnissen kann das C:N-Verhältnis nun durch den N_t-Vorrat ersetzt werden (s. a. Kapitel 4). Mit steigendem N_t-Gehalt steigt bei Verlust an organischer Bodensubstanz die Lachgasemission. Im Mittel wird

derzeit von einer Lachgasemission in Höhe von 1 % des durch Abbau von organischer Bodensubstanz freigesetzten N gerechnet (Haenel & Rösemann 2017).

Die mineralischen Böden in der BZE-LW zeigten im Mittel ein C:N-Verhältnis von 11 ± 2 in 0-10 cm und sich verengendem Verhältnis im Tiefenverlauf bis 8 ± 5 in 70-100 cm (Abbildung 3-10). Lediglich 20 % der Beprobungspunkte hatten im Oberboden (0-30 cm) im Mittel ein C:N-Verhältnis > 12. In Unterböden war das C:N-Verhältnis unter Dauergrünlandnutzung tendenziell weiter als unter Ackernutzung. Dies könnte bedingt sein durch einen mengenmäßig höheren Eintrag an wurzelbürtiger organischer Substanz insbesondere in tiefere Bodenhorizonte durch tiefwurzelnde Grünlandarten (s. a. Kapitel 3.2.5, 3.2.10.6). Insbesondere im Unterboden traten unplausibel enge C:N-Verhältnisse auf, denn das C:N-Verhältnis von sollte nicht enger als das von Bodenmikroorganismen (Bakterien-C:N = 5, Pilz-C:N = 15; Hodge et al. 2000) sein. Möglicherweise sind die Ergebnisse hier der Tatsache geschuldet, dass das C:N-Verhältnis sich auf den N_t bezieht, also mineralische N-Verbindungen mit einbezieht. Insbesondere tonreiche Böden bieten viele Sorptionsplätze für z. B. Ammonium, was sich z. B. im vergleichsweise engen C:N-Verhältnis von Böden der Klasse „Pelosol“ zeigte (Tabelle 3-4).

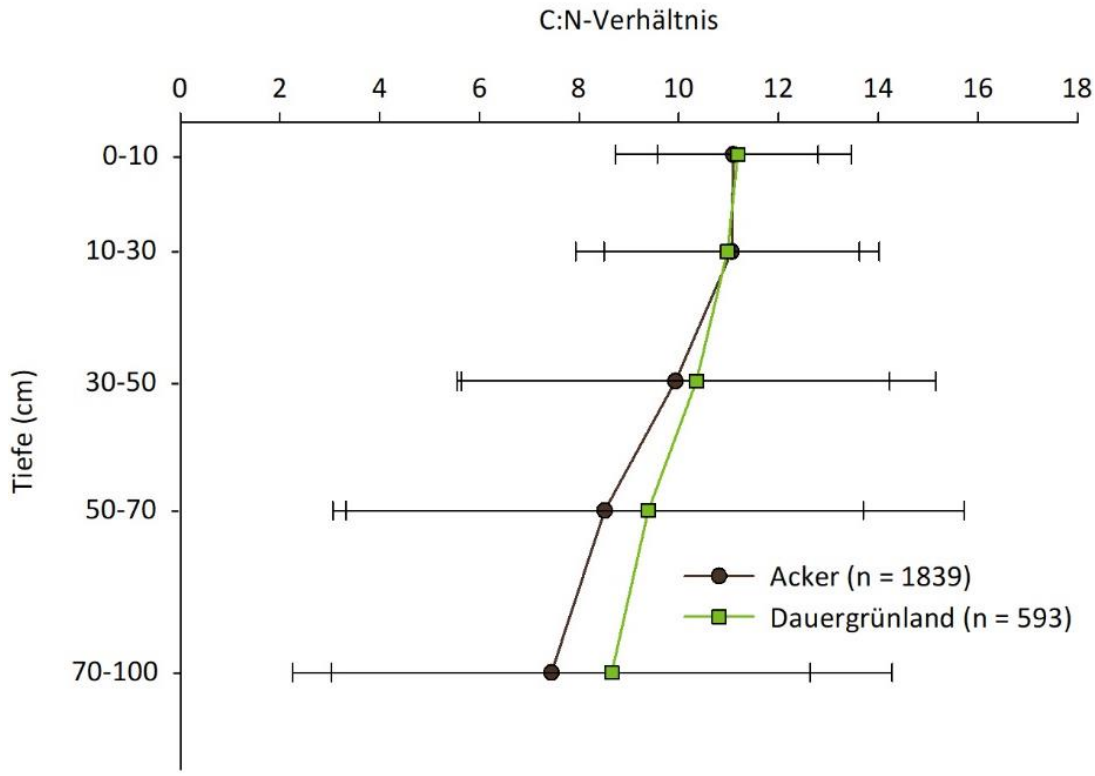


Abbildung 3-10: Verhältnis von organischem Kohlenstoff zu Gesamtstickstoff (C:N-Verhältnis) mineralischer Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

Ausgehend von Faktoren wie Bodenausgangsmaterial, Klima- und Landnutzungsbedingungen haben verschiedene Bodentypen unterschiedliche Charakteristika, die sich auf die Speicherung von C_{org} und N_t auswirken. Die in der BZE-LW beprobten Böden unter Ackernutzung waren vorrangig den Bodenklassen „Braunerde“, „Lessivé“, „Stauwasserboden“ und den in der Charakteristik sehr heterogenen terrestrischen anthropogen Böden zugeordnet (Abbildung 3-2). Diese Bodenklassen hatten im Vergleich zu den übrigen einen eher geringen C_{org}-Gehalt < 15 g kg^{-1} und N_t-Gehalt < 1,1 g kg^{-1} im Oberboden (Tabelle 3-4). Die Böden der Klasse „Lessivé“ sind generell als ton- und schluffreich bekannt und somit mag dieses Ergebnis zunächst überraschend erscheinen, da ein hoher Tongehalt durch Bildung mineralischer Komplexe eine hohe Speicherfähigkeit für C_{org} und N_t bietet (Hassink 1997). Zu bedenken ist jedoch, dass sich Lessivés durch eine Tonverarmung im Ober- und eine Tonanreicherung im Unterboden auszeichnen und hier ausschließlich der Oberboden betrachtet wurde. Höchsten C_{org}- und N_t-Gehalt von > 20 g kg^{-1} bzw. 1,9 g kg^{-1} zeigten die Böden der Klassen „Gley“ und „Marsch“, die sich unter Einfluss von Wasser bildeten, sowie der Klassen „Podsol“ und „Pelosol“. Insbesondere die mineralischen Böden der Klasse „Marsch“ können Zwischenhorizonte, die einen sehr hohen C_{org}-Gehalt aufweisen, enthalten. Böden der Klasse „Podsol“ sind sehr sandig und durch einzelne kohlenstoffreiche Horizonte (C_{org}-Gehalt ≥ 87 g kg^{-1}) gekennzeichnet. Diese kohlenstoffreichen Horizonte können sehr unterschiedliche Mächtigkeiten aufweisen und in verschiedenen Bodentiefen liegen, wodurch sich die sehr hohe Standardabweichung des C_{org}-Gehaltes nachvollziehen lässt. Böden der Klasse „Podsol“ zeigten keinen erhöhten N_t-Gehalt, hatten demnach ein eher weites C:N-Verhältnis (Tabelle 3-4), was für eine erhöhte Stabilität der organischen Substanz steht und durch eine ehemalige Heidenutzung bedingt sein kann (vgl. Kapitel 2.5.1, 3.2.3, 3.2.6). Böden der Klasse „Pelosol“ sind sehr tonreich und zeigten, konträr zu der Annahme, dass ein hoher Tongehalt zu hohem C_{org}-Gehalt führt (s. a. Kapitel 3.2.7), lediglich einen erhöhten N_t-Gehalt (s. o.).

Böden unter Dauergrünlandnutzung waren am häufigsten in den Bodenklassen „Braunerde“, „terrestrischer anthropogener Boden“ und den wasserbeeinflussten Klassen „Gley“ und „Stauwasserboden“ vertreten (Abbildung 3-3). Diese Böden zeigten mittlere C_{org}- und N_t-Gehalte im Oberboden von 25-30 g kg^{-1} bzw. 2,4-2,7 g kg^{-1} (Tabelle 3-4). Die Bodenklasse mit dem auffallend höchsten C_{org}-Gehalt von 43 g kg^{-1} und N_t-Gehalt von 4,1 g kg^{-1} war die der „Terra calcis“, die ton- und carbonatreiche Böden (hauptsächlich Terrae fusca und Rendzinen) umfasst. Ob dies möglicherweise in standortbedingtem höheren Ertragsniveau und dadurch höherem C_{org}-Eintrag (s. a. Kapitel 3.2.5) begründet lag, konnte in dieser Auswertung nicht abschließen geklärt werden. Auch unter Dauergrünlandnutzung hatte die Bodenklasse „Podsol“ einen vergleichsweise hohen mittleren C_{org}-Gehalt mit 35 g kg^{-1} bei eher geringem N_t-Gehalt von 2,0 g kg^{-1} (s. o.).

Tabelle 3-4: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Gesamtstickstoff (N_t) sowie das Verhältnis von C_{org} zu N_t (C:N) in mineralischen Oberböden (0-30 cm) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in verschiedenen Bodenklassen; Mittelwert und Standardabweichung in Klammern

Bodenklasse	Stichprobenumfang (n)		C_{org} (g kg^{-1})		N_t (g kg^{-1})		C:N-Verhältnis	
	Acker	Dauer-grünland	Acker	Dauer-grünland	Acker	Dauer-grünland	Acker	Dauer-grünland
Ah/C-Boden	174	44	18 (8)	34 (17)	1,8 (0,8)	3,3 (1,8)	10,0 (1,1)	10,4 (1,0)
Auenboden	71	52	17 (7)	27 (11)	1,7 (0,8)	2,6 (1,0)	10,0 (1,0)	10,7 (1,9)
Aufschüttungsboden	40	36	17 (8)	31 (24)	1,5 (0,6)	2,4 (1,6)	11,4 (2,5)	12,6 (2,6)
Braunerde	453	149	14 (5)	25 (11)	1,3 (0,5)	2,4 (1,0)	10,9 (1,6)	10,8 (1,7)
Gley	124	78	23 (14)	30 (15)	1,9 (1,1)	2,7 (1,3)	12,3 (3,0)	11,5 (2,3)
Lessivé	254	19	12 (3)	17 (6)	1,1 (0,3)	1,7 (0,6)	10,3 (1,0)	10,4 (0,8)
Marsch (mineralischer Boden)	20	20	22 (8)	32 (18)	2,3 (0,8)	3,3 (1,7)	9,5 (1,2)	9,8 (0,7)
Pelosol	37	7	20 (8)	27 (12)	2,0 (0,8)	2,6 (1,1)	9,6 (0,7)	10,8 (0,8)
Podsol	72	16	25 (12)	35 (17)	1,5 (0,5)	2,0 (0,7)	16,6 (3,3)	17,7 (3,4)
Schwarzerde	80	1	17 (5)	22 (---)	1,6 (0,5)	2,3 (---)	10,5 (1,0)	9,7 (---)
Stauwasserboden	245	77	15 (6)	28 (13)	1,4 (0,5)	2,6 (1,2)	10,9 (1,8)	10,8 (1,4)
Terra calcis	11	4	18 (3)	43 (14)	1,7 (0,3)	4,1 (1,5)	10,3 (0,8)	10,4 (0,6)
terrestrischer anthropogener Boden	265	89	14 (8)	25 (11)	1,3 (0,7)	2,4 (1,0)	11,8 (3,6)	10,8 (2,2)

Der Stratifizierungsparameter "Bodenregion" definiert Regionen, in denen ähnliche bodenbildenden Faktoren, wie Ausgangsgestein, klimatische Bedingungen und geologische Prozesse, wirkten und wirken (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2013; Karte 2-4). Zwischen den Bodenregionen unterschieden sich die Oberböden unter Ackernutzung kaum im C_{org}-Gehalt mit Ausnahme der Regionen „Küstenholozän“ mit erhöhtem (21 g kg^{-1}) und „Jungmoränenlandschaften“ mit niedrigem (12 g kg^{-1}) C_{org}-Gehalt (Tabelle 3-5). Im Küstenholozän finden sich viele stark wasserbeeinflusste Böden und degradierte Moorböden, so dass eine Anreicherung von organischer Substanz – auch angezeigt durch den höchsten N_t-Gehalt (2,2 g kg^{-1}) – zu erklären ist. In den Jungmoränenlandschaften sind die Sandgehalte des Bodens vergleichsweise hoch (s. a. Karte 3-5), was die Speicherungsmöglichkeiten für organische Substanz im Boden reduziert (s. a. Kapitel 3.2.7, 2.5.7) – die Beprobungspunkte in dieser Bodenregion zeigten auch den geringsten N_t-Gehalt mit 1,1 g kg^{-1}.

Eine deutlichere Variabilität im C_{org}-Gehalt der Oberböden in den Bodenregionen zeigte sich bei Böden unter Dauergrünlandnutzung. Die Böden der Regionen „Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen carbonatischen Gesteinen“ und „Alpen“ hatten den höchsten C_{org}-Gehalt von > 36 g kg^{-1} und N_t-Gehalt von > 3,5 g kg^{-1} (Tabelle 3-5). Einen eher niedrigen C_{org}- und N_t-Gehalt (< 23 g kg^{-1} bzw. 2,4 g kg^{-1}) zeigten die Böden der Regionen „Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sedimentgesteinen im Wechsel mit Löss“ und „Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen“. Grundsätzlich zeigen die hohen Standardabweichungen, dass die Variabilität der Böden in den einzelnen Bodenregionen immer noch sehr hoch ist. Für eine Analyse zu Einflussgrößen für die räumliche Variabilität des C_{org}-Gehaltes s. Kapitel 3.2.7.

In allen Bodenklassen und Bodenregionen wiesen die Böden unter Dauergrünlandnutzung mit z. T. deutlich höhere C_{org}- und N_t-Gehalte im Oberboden als Böden unter Acker auf (Tabelle 3-4, Tabelle 3-5).

Tabelle 3-5: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Gesamtstickstoff (N_t) sowie das Verhältnis von C_{org} zu N_t (C:N) in mineralischen Oberböden (0-30 cm) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in verschiedenen Bodenregionen (Ad-hoc-AG Boden 2005); Mittelwert und Standardabweichung in Klammern

Bodenregion	Stichprobenumfang (n)		C_{org} (g kg^{-1})		N_t (g kg^{-1})		C:N-Verhältnis	
	Acker	Dauergrünland	Acker	Dauergrünland	Acker	Dauergrünland	Acker	Dauergrünland
Küstenholozän (Watt, Marsch, Podsol-Regosol, Lockersyrosem)	21	21	21 (8)	30 (18)	2,2 (0,8)	3,1 (1,7)	9,5 (1,1)	9,8 (0,7)
Überregionale Flusslandschaften	117	42	18 (11)	28 (16)	1,7 (1,0)	2,5 (1,2)	10,7 (1,7)	10,9 (1,4)
Jungmoränenlandschaften	249	61	12 (6)	28 (16)	1,1 (0,6)	2,7 (1,5)	10,7 (1,4)	10,6 (1,6)
Altmoränenlandschaften	472	105	17 (11)	30 (18)	1,3 (0,7)	2,3 (1,3)	13,4 (3,5)	13,7 (3,6)
Deckenschotterplatten und Tertiärhügelländer im Alpenvorland	73	23	15 (6)	24 (7)	1,6 (0,6)	2,4 (0,7)	9,8 (0,7)	10,1 (0,5)
Löss- und Sandlösslandschaften	340	26	15 (5)	26 (9)	1,4 (0,5)	2,3 (0,9)	10,3 (1,1)	11,2 (1,8)
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sedimentgesteinen im Wechsel mit Löss	129	31	16 (5)	23 (8)	1,6 (0,6)	2,3 (0,8)	9,7 (1,1)	10,1 (0,8)
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen carbonatischen Gesteinen	100	32	17 (6)	36 (19)	1,7 (0,6)	3,5 (2,0)	10,0 (0,8)	10,3 (0,8)
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen	200	94	15 (5)	23 (10)	1,4 (0,6)	2,2 (1,0)	10,3 (1,2)	10,6 (1,0)
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten	65	77	18 (7)	28 (12)	1,7 (0,5)	2,6 (1,0)	10,5 (1,0)	11,1 (1,1)
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern	71	70	19 (7)	29 (9)	2,1 (0,7)	2,8 (0,8)	9,4 (0,9)	10,2 (1,3)
Alpen	0	9	---	37 (13)	---	3,9 (1,4)	---	9,5 (0,5)

3.2.2 Vorrat an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff

Der Vorrat an C_{org} und N_t im Boden setzt sich rechnerisch zusammen aus dem C_{org}-Gehalt und dem FBV, welcher sich aus der TRD_{FB} ableitet.

Ohne Berücksichtigung der Landnutzungsart variierte der C_{org}-Vorrat im Oberboden (0-30 cm) stark von 12-252 t ha^{-1} und lag im Mittel bei 68 t ha^{-1} (Abbildung 3-11). Ferner zeigte sich eine regionale Differenzierung mit einem C_{org}-Vorrat von > 90 t ha^{-1} im Nordwesten Deutschlands und im Alpenvorland, wo sich ehemalige Moorböden und wasserbeeinflusste Böden befinden bzw. der Tongehalt des Bodens hoch sein kann (Karte 3-1; s. a. Kapitel 3.2.7, 3.4). Einen deutlich erhöhten C_{org}-Vorrat im Oberboden zeigten entsprechend die Bodenregionen „Küstenholozän“, „Altmoränenlandschaften“, „Alpen“ und „überregionale Flusslandschaften“ mit > 67 t ha^{-1} (Ackernutzung) bzw. > 93 t ha^{-1} (Dauergrünlandnutzung) (Tabelle 3-6; s. a. Karte 2-4). Ein geringer C_{org}-Vorrat von < 30 t ha^{-1} trat tendenziell verstärkt im sandreichen Nordosten Deutschlands auf. Entsprechend hatte die Bodenregion „Jungmoränenlandschaften“ für Böden unter Ackernutzung den geringsten C_{org}-Vorrat mit 48 ± 21 t ha^{-1}.

Die Bodenklasse hatte einen signifikanten Einfluss auf den C_{org}-Vorrat im Oberboden: Analog zu den Ergebnissen bezüglich des C_{org}-Gehaltes (s. a. Kapitel 3.2.1) war der C_{org}-Vorrat am niedrigsten in den Bodenklassen „Lessivé“ und „Braunerde“ mit 48 ± 11 t ha^{-1} bzw. 51 ± 14 t ha^{-1} unter Acker- und 67 ± 18 t ha^{-1} bzw. 76 ± 23 t ha^{-1} unter Dauergrünlandnutzung (Abbildung 3-12). Den höchsten C_{org}-Vorrat im Oberboden zeigten die Bodenklassen „Podsol“ und „Marsch“ mit 97 ± 40 t ha^{-1} bzw. 82 ± 22 t ha^{-1} unter Acker- und 124 ± 43 t ha^{-1} bzw. 106 ± 40 t ha^{-1} unter Dauergrünlandnutzung. Unter Dauergrünlandnutzung zeigten auch Oberböden der Klasse „Terra calcis“ einen sehr hohen C_{org}-Vorrat von 117 ± 31 t ha^{-1}.

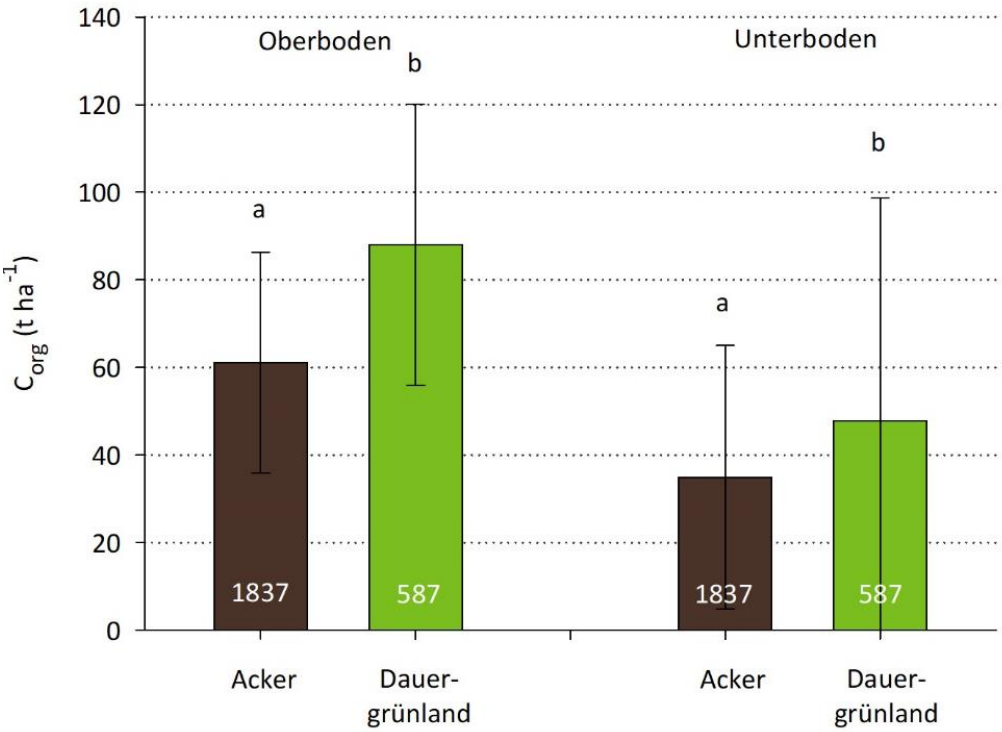
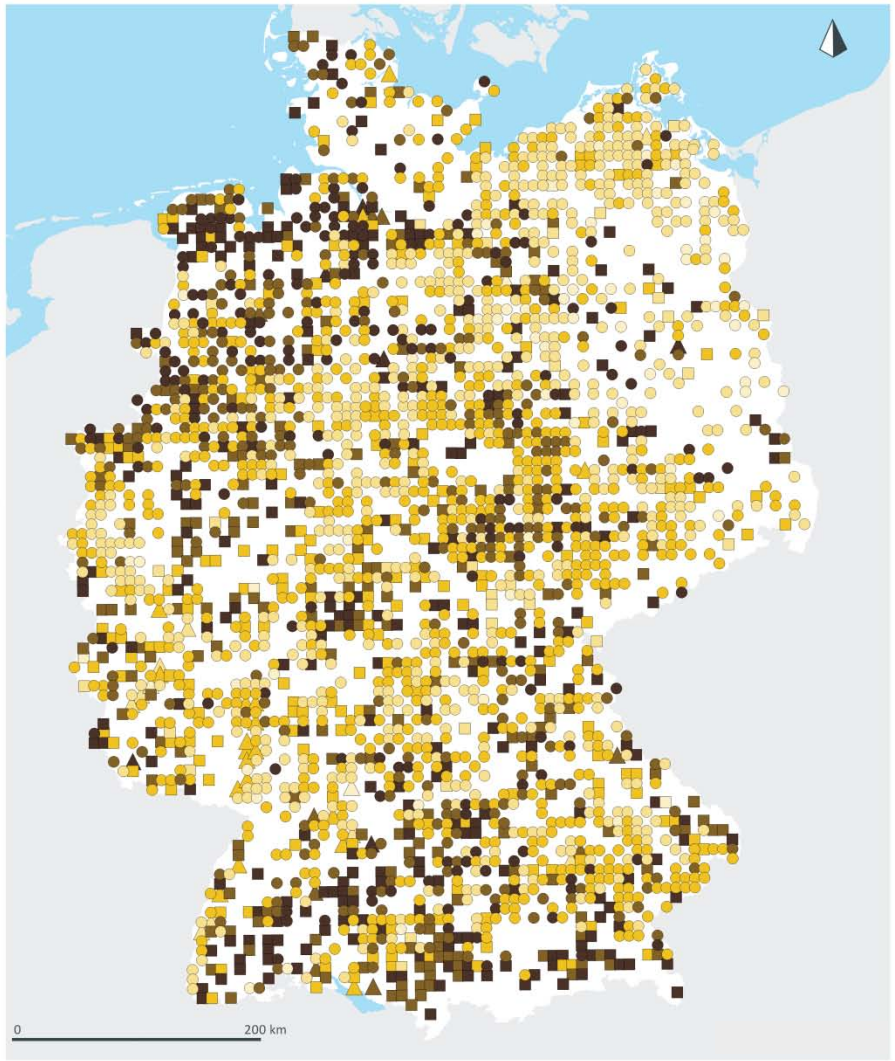


Abbildung 3-11: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in mineralischen Ober- (0-30 cm) und Unterböden (30-100 cm) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$; Kruskal-Wallis) zwischen Landnutzungsarten bei gleicher Bodentiefe

Im Unterboden (30-100 cm) war die Spannweite des C_{org}-Vorrates noch deutlicher mit 0,1-499 t ha^{-1} bei einem Mittelwert über alle Landnutzungsarten von 38 t ha^{-1} (Abbildung 3-11).

Auch auf den C_{org}-Vorrat im Unterboden wirkte die Bodenklasse signifikant: Die Böden der Klasse „Ah/C-Boden“ und die der Klasse „Braunerde“ zeigten mit 18 ± 15 t ha^{-1} bzw. 22 ± 13 t ha^{-1} unter Ackernutzung und 24 ± 40 t ha^{-1} bzw. 27 ± 19 t ha^{-1} unter Dauergrünlandnutzung die niedrigsten Werte (Abbildung 3-12). Die Böden der Klasse „Ah/C-Boden“ hatten hierbei keinen auffallend geringen C_{org}-Gehalt (Tabelle 3-4), sondern waren durch einen niedrigen FBV, der sich durch geringe Mächtigkeit und hohen Grobbodenanteil ergab (nicht gezeigt), gekennzeichnet. Den höchsten C_{org}-Vorrat mit 74 ± 26 t ha^{-1} unter Ackernutzung und 89 ± 78 t ha^{-1} unter Dauergrünland hatten die mineralischen Unterböden der Bodenklasse "Marsch". Besonders prägnant ersichtlich wurde die Variabilität des C_{org}-Vorrates in Deutschlands Böden bei Betrachtung des gesamten Bodenprofils (0-100 cm) Der C_{org}-Vorrat im gesamten beprobten Profil (0-100 cm) lag im Mittel bei 106 ± 56 t ha^{-1} (nicht gezeigt).

Karte 3-1: Vorrat an organischem Kohlenstoff in mineralischen Oberböden (0-30 cm) unter Acker- (n = 1837) und Dauergrünlandnutzung (n = 587) sowie unter Sonderkulturen (n = 38) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



THÜNEN

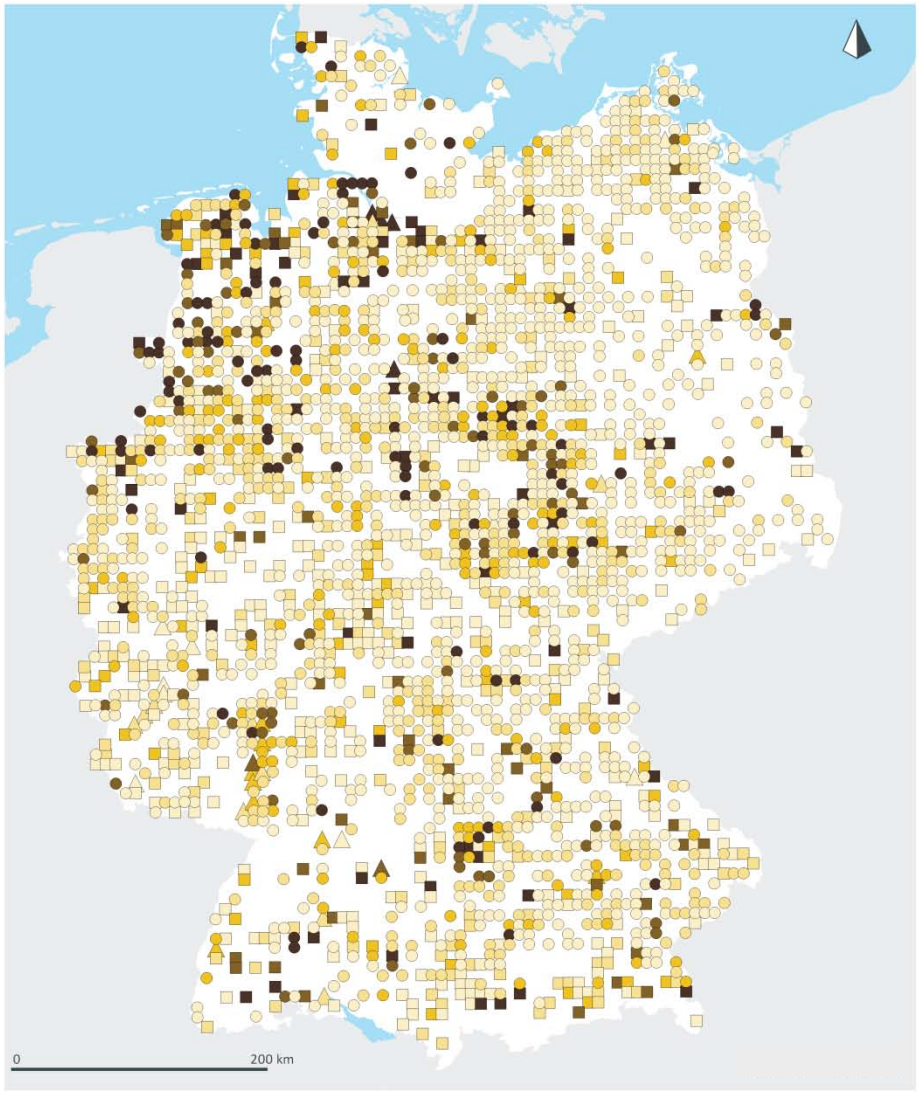
Vorrat an organischem Kohlenstoff

in mineralischen Oberböden (0-30 cm); Stand August 2018

Vorrat organischer Kohlenstoff (t ha^{-1})

- < 30
- 30-50
- 50-70
- 70-90
- > 90
- Acker
- Dauergrünland
- Sonderkultur

Karte 3-2: Vorrat an organischem Kohlenstoff in mineralischen Unterböden (30-100 cm) unter Acker- (n = 1837) und Dauergrünlandnutzung (n = 587) sowie unter Sonderkulturen (n = 38) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



THÜNEN

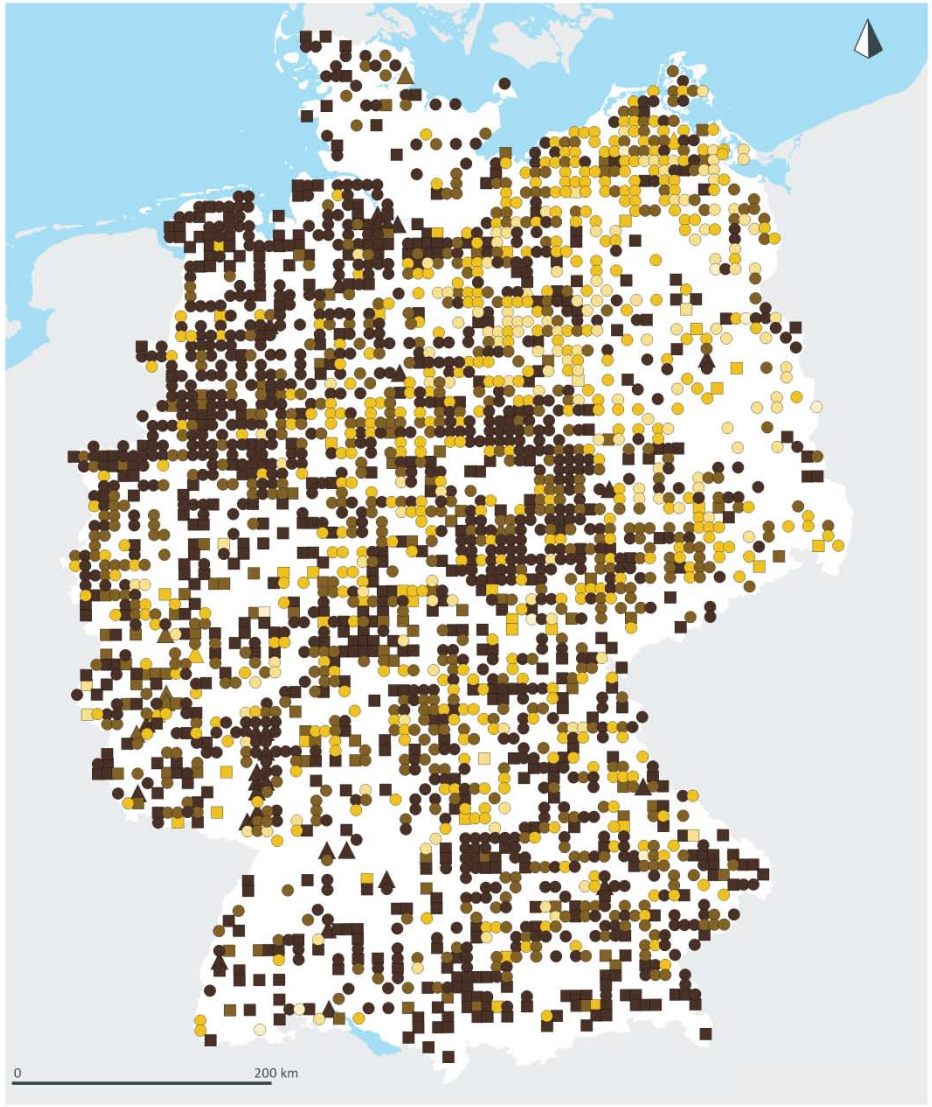
Vorrat an organischem Kohlenstoff

in mineralischen Unterböden (30-100 cm); Stand Mai 2018

Vorrat organischer Kohlenstoff (t ha^{-1}) und Landnutzungsart

- < 30
- 30-50
- 50-70
- 70-90
- > 90
- Acker
- Dauergrünland
- Sonderkultur

Karte 3-3: Vorrat an organischem Kohlenstoff in mineralischen Böden (0-100 cm) unter Acker- (n = 1837) und Dauergrünlandnutzung (n = 587) sowie unter Sonderkulturen (n = 38) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



THÜNEN

Vorrat an organischem Kohlenstoff

in mineralischen Böden (0-100 cm); Stand Mai 2018

Vorrat organischer Kohlenstoff (t ha^{-1}) und Landnutzungsart

- < 30
- 30-50
- 50-70
- 70-90
- > 90
- Acker
- Dauergrünland
- Sonderkultur

Tabelle 3-6: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Gesamtstickstoff (N_t) in mineralischen Oberböden (0-30 cm) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in verschiedenen Bodenregionen; Mittelwert und Standardabweichung in Klammern

Bodenregion	C_{org} (t ha^{-1})		N_t (t ha^{-1})		Stichprobenumfang (n)	
	Acker	Dauer-grünland	Acker	Dauer-grünland	Acker	Dauer-grünland
Küstenholozän (Watt, Marsch, Podsol-Regosol, Locker-syrosem)	80 (22)	101 (41)	8 (2)	10 (4)	21	21
Überregionale Flusslandschaften	67 (32)	93 (37)	6 (3)	8 (3)	117	42
Jungmoränenlandschaften	48 (21)	89 (39)	5 (2)	8 (4)	252/251*	62/61*
Altmoränenlandschaften	72 (34)	102 (41)	5 (2)	8 (3)	470/469*	103/102*
Deckenschotterplatten und Tertiärhügelländer im Alpenvorland	59 (18)	82 (17)	6 (2)	8 (2)	72	23
Löss- und Sandlösslandschaften	58 (17)	94 (24)	6 (2)	9 (2)	342	26
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sedimentgesteinen im Wechsel mit Löss	57 (15)	75 (23)	6 (2)	8 (2)	128	30
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen carbonatischen Gesteinen	63 (18)	97 (23)	6 (2)	10 (2)	100	31
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichtmetamorphen Sand-, Schluff-, Ton- und Mergelgesteinen	57 (16)	79 (25)	6 (2)	8 (3)	200	94
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten	57 (15)	80 (24)	5 (1)	7 (2)	65	76
Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluffschiefern	59 (17)	80 (22)	6 (2)	8 (2)	70	70
Alpen		100 (21)		11 (2)		9

* auf Grund von fehlenden Daten war das n für N_t-Vorrat um eine Stichprobe geringer

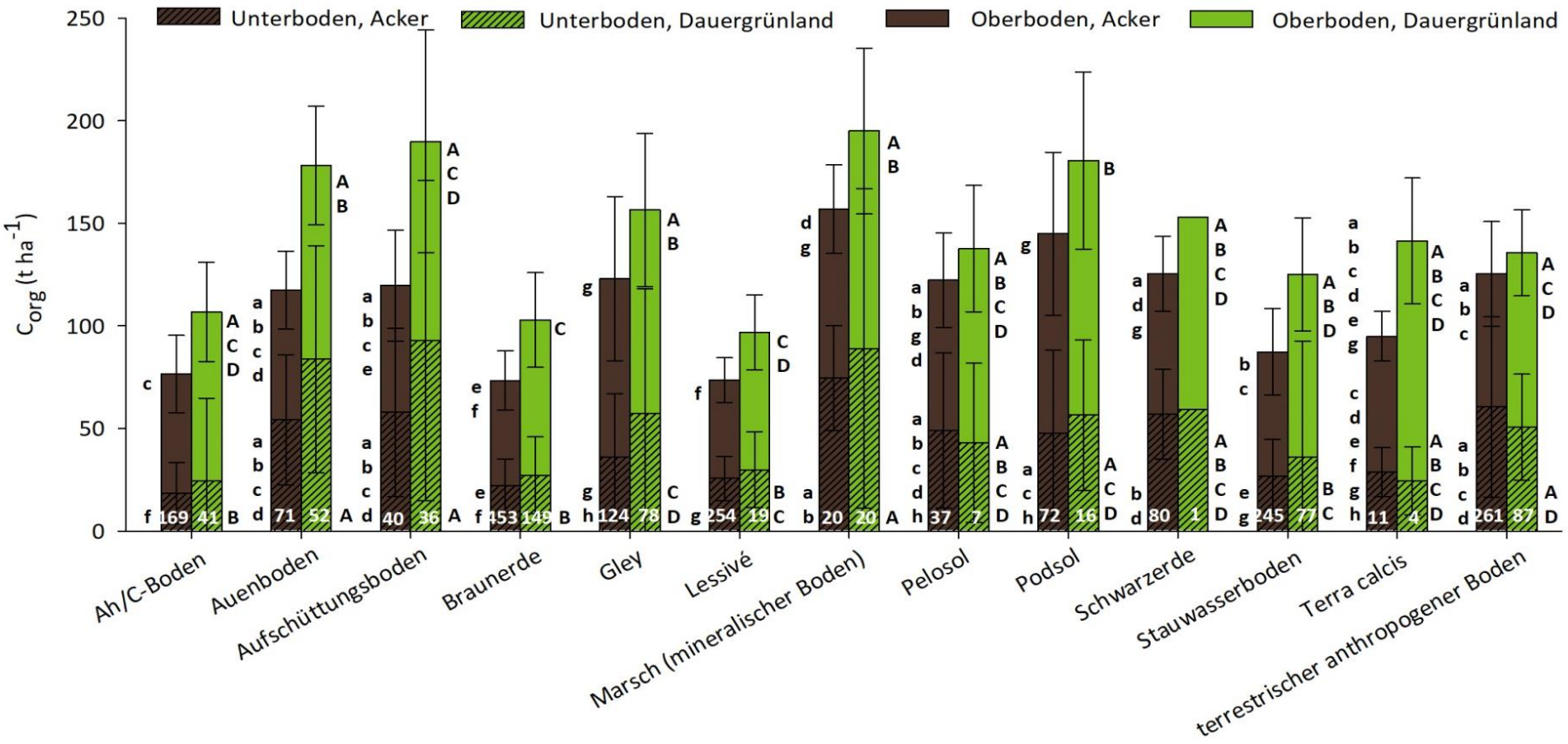


Abbildung 3-12: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in mineralischen Ober- (0-30 cm) und Unterböden (30-100) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in verschiedenen Bodenklassen; Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang; unterschiedliche kleine/große Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$; Nemenyi) zwischen Bodenklassen bei gleicher Landnutzungsart und Bodentiefe

Rund 64 % des C_{org} war im Mittel im Ober- und 36 % im Unterboden gespeichert. Mineralische Oberböden haben demnach generell den höheren C_{org}-Vorrat als Unterböden, denn sie erhalten den höchsten C_{org}-Eintrag durch Wurzel- und Erntereste sowie organische Dünger. Dennoch bestätigte die BZE-LW, dass auch der Unterboden maßgeblich an der C_{org}-Speicherung beteiligt ist.

Der C_{org}-Vorrat in Böden unter Acker- und unter Dauergrünlandnutzung wies sowohl im Ober- als auch im Unterboden einen signifikanten Unterschied auf: Im Mittel zeigten die Oberböden unter Ackernutzung einen C_{org}-Vorrat von 61 ± 25 t ha^{-1} und unter Dauergrünlandnutzung von 88 ± 21 t ha^{-1} (Abbildung 3-11). Diese Werte lagen in ähnlichem Bereich wie Chartin et al. (2017) aus dem Datensatz des Bodenmonitorings in Wallonien (Belgien) mit einem C_{org}-Vorrat im Oberboden (0-30 cm) von 55 t ha^{-1} unter Ackernutzung und 94 t ha^{-1} unter Dauergrünlandnutzung. Im Rahmen der BZE-LW hatten die Unterböden unter Ackernutzung einen C_{org}-Vorrat von 35 ± 30 t ha^{-1} und unter Dauergrünlandnutzung von 48 ± 51 t ha^{-1}. Böden unter Sonderkulturen wiesen einen mittleren C_{org}-Vorrat im Oberboden von 67 ± 24 t ha^{-1} und im Unterboden von 49 ± 31 t ha^{-1} auf. Zu beachten ist, dass der Stichprobenumfang von n = 38 recht gering war und die Böden unter Sonderkulturen in Deutschland nicht ausreichend repräsentierte (s. Kapitel 3.1). Der Unterschied zwischen den Landnutzungsarten zeigte sich auch in allen Bodenregionen und -klassen. Der höhere C_{org}-Vorrat in Böden unter Dauergrünlandnutzung kann die Folge eines höheren C_{org}-Eintrages, insbesondere durch Wurzelbiomasse (z. B. Poeplau et al. 2011, Heikkinen et al. 2014; s. a. Kapitel 3.2.5, 3.2.7) sein. Zudem sind Böden unter Dauergrünland, ebenso wie unter Sonderkulturen, weniger physikalischen Störungen ausgesetzt und können eine stabilere Bodenstruktur, die zu einer erhöhten Stabilisierung von organischen Substanz führt, entwickeln (Six et al. 2000). Der hier gezeigte Unterschied im C_{org}-Vorrat von Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung sind stark durch Standortunterschiede beeinflusst: Böden unter Dauergrünlandnutzung kamen häufiger in den Bodenklassen „Gley“ und „Stauwasserboden“ als unter Ackernutzung vor (Abbildung 3-3). Diese Bodenklassen sind durch hohe Grundwasserstände bzw. Staunässe gekennzeichnet. Der Anteil von Böden unter Dauergrünland mit deutlichem Grundwassereinfluss war weitaus höher, als für Böden unter Ackernutzung (s. a. Abbildung 3-26). Langfristig wassergefüllte Bodenporen führen zu Sauerstoffmangel und einer reduzierten Aktivität von Bodenorganismen, wodurch der Abbau organischer Bodensubstanz verringert wird. Folglich reichert sich in Perioden und Regionen, in denen es zu vollständiger Wassersättigung in Böden kommt, organische Bodensubstanz, und somit C_{org}, an. Böden unter Dauergrünlandnutzung sind solchen Umständen häufiger ausgesetzt als unter Ackernutzung. Dies erklärt die Unterschiede im C_{org}-Vorrat der Unterböden unter Acker- und Dauergrünnutzung. Die hier gezeigten Unterschiede im C_{org}-Vorrat des Bodens bei unterschiedlicher Landnutzung sind eine Folge aus Standorteinflüssen und Nutzungsfaktoren (s. a. Kapitel 3.2.7).

Es zeigte sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem Einfluss von Landnutzungsart und Betriebsform auf den C_{org}-Vorrat: Böden unter Ackernutzung von Betrieben, die ausschließlich Futterbau auf diesen Flächen betreiben, hatten mit 95 ± 44 t ha^{-1} bzw. 57 ± 70 t ha^{-1} einen signifikant höheren C_{org}-Vorrat in Ober- bzw. Unterboden als Betrieben der Formen "reiner Markt-

fruchtanbau" und "Mischform" (Abbildung 3-13). Unterschiedliche Standortbedingungen, aber auch mehrjähriger Anbau von z. B. Feldgras und Klee und organischer Düngung, sind relevante Einflussfaktoren, die zu erhöhtem C_{org}-Vorrat in Ackerböden von Futterbaubetrieben beitrugen. Zu beachten ist jedoch der geringe Stichprobenumfang dieser Gruppe und die ungeklärte Repräsentativität des Datensatzes für die Betriebsform "Futterbau und viehhaltend" (s. Kapitel 3.1).

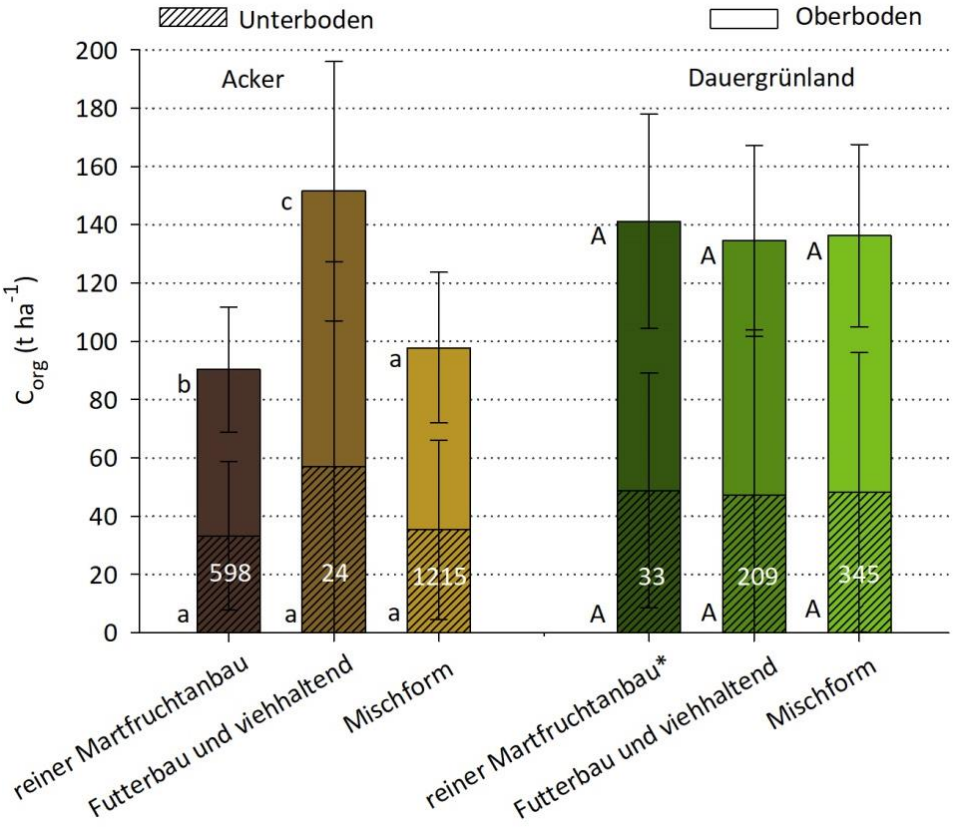


Abbildung 3-13: Vorrat an organischem Kohlenstoff in mineralischen Ober- (0-30 cm) und Unterböden (30-100) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in verschiedenen Betriebsformen; Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang; unterschiedliche kleine/große Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$; Nemenyi) zwischen Betriebsformen bei gleicher Landnutzungsart

*Flächen unter Dauergrünlandnutzung reiner Marktfruchtanbaubetriebe kommen dann vor, wenn die Fläche als Weide für Tiere aus der Nachbarschaft oder Pensionsvieh genutzt wird

Der N_t-Vorrat zeigte in allen Effekten und Verteilungen analoge Verläufe zum C_{org}-Vorrat. Im Oberboden lag der N_t-Vorrat unter Acker- und Dauergrünlandnutzung bei 5,6 ± 2,0 t ha^{-1} bzw. 8,1 ± 2,8 t ha^{-1}, wobei der Einfluss der Landnutzungsart signifikant war (Abbildung 3-14). Unter Sonderkulturen lag der mittlere N_t-Vorrat im Oberboden bei 6,2 ± 1,9 t ha^{-1}. Unter Ackernutzung zeigten nur die Oberböden der Bodenregion "Küstenholozän" einen erhöhten N_t-Vorrat mit

8,4 ± 2,0 t ha^{-1} während er unter Dauergrünlandnutzung auch in den Bodenregionen "Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an nichmetamorphen carbonatischen Gesteinen" und "Alpen" bei > 10 t ha^{-1} lag (Tabelle 3-6). Hinsichtlich des signifikanten Effektes der Bodenklasse hatten die Klassen „Lessivé“ und „Braunerde“ den geringsten N_t-Vorrat mit 4,7 ± 1,1 t ha^{-1} bzw. 4,8 ± 1,5 t ha^{-1} unter Ackernutzung (Abbildung 3-15). Unter Dauergrünlandnutzung zeigten die Böden der Klassen „Lessivé“ und „Podsol“ mit 6,4 ± 1,8 t ha^{-1} bzw. 7,0 ± 1,9 t ha^{-1} den geringsten N_t-Vorrat. Wiederum wiesen Böden unter Ackernutzung von reinen Futterbau- und viehhaltenden Betrieben einen erhöhten N_t-Vorrat mit 6,9 ± 2,1 t ha^{-1} auf (Abbildung 3-16). Dieser Wert war dem der Böden unter Dauergrünlandnutzung näher, als dem für die Betriebsformen „reiner Marktfruchtanbau“ und „Mischform“ mit 5,4 ± 1,9 t ha^{-1} bzw. 5,6 ± 2,0 t ha^{-1}.

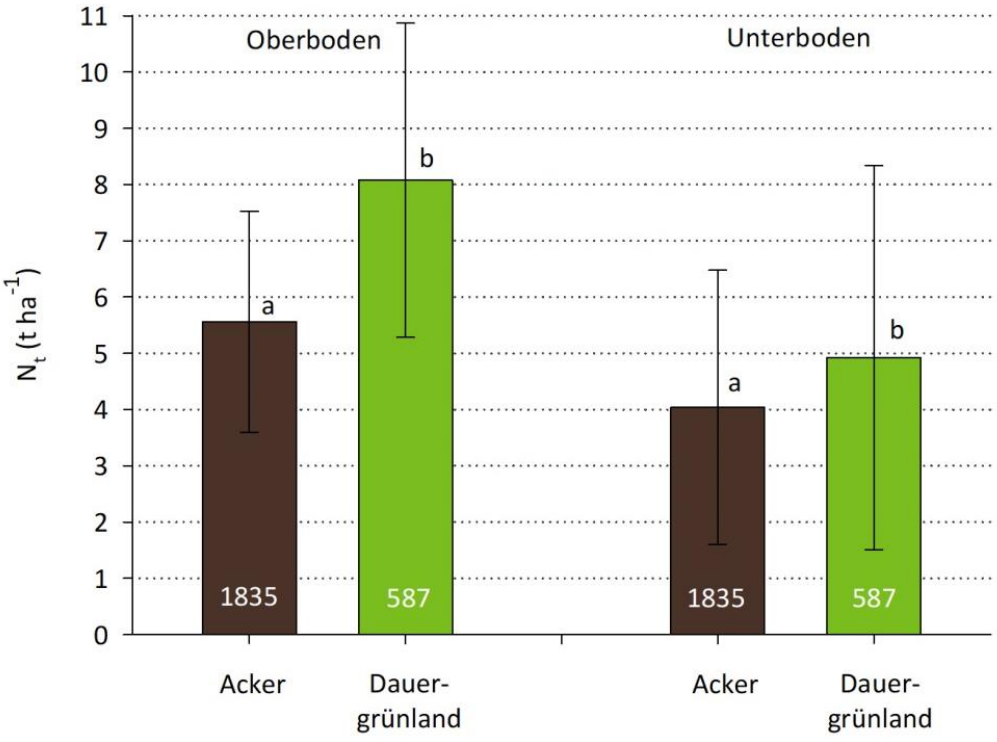


Abbildung 3-14: Vorrat an Gesamtstickstoff (N_t) in mineralischen Ober- (0-30 cm) und Unterböden (30-100 cm) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$; Kruskal-Wallis) zwischen Landnutzungsarten bei gleicher Bodentiefe

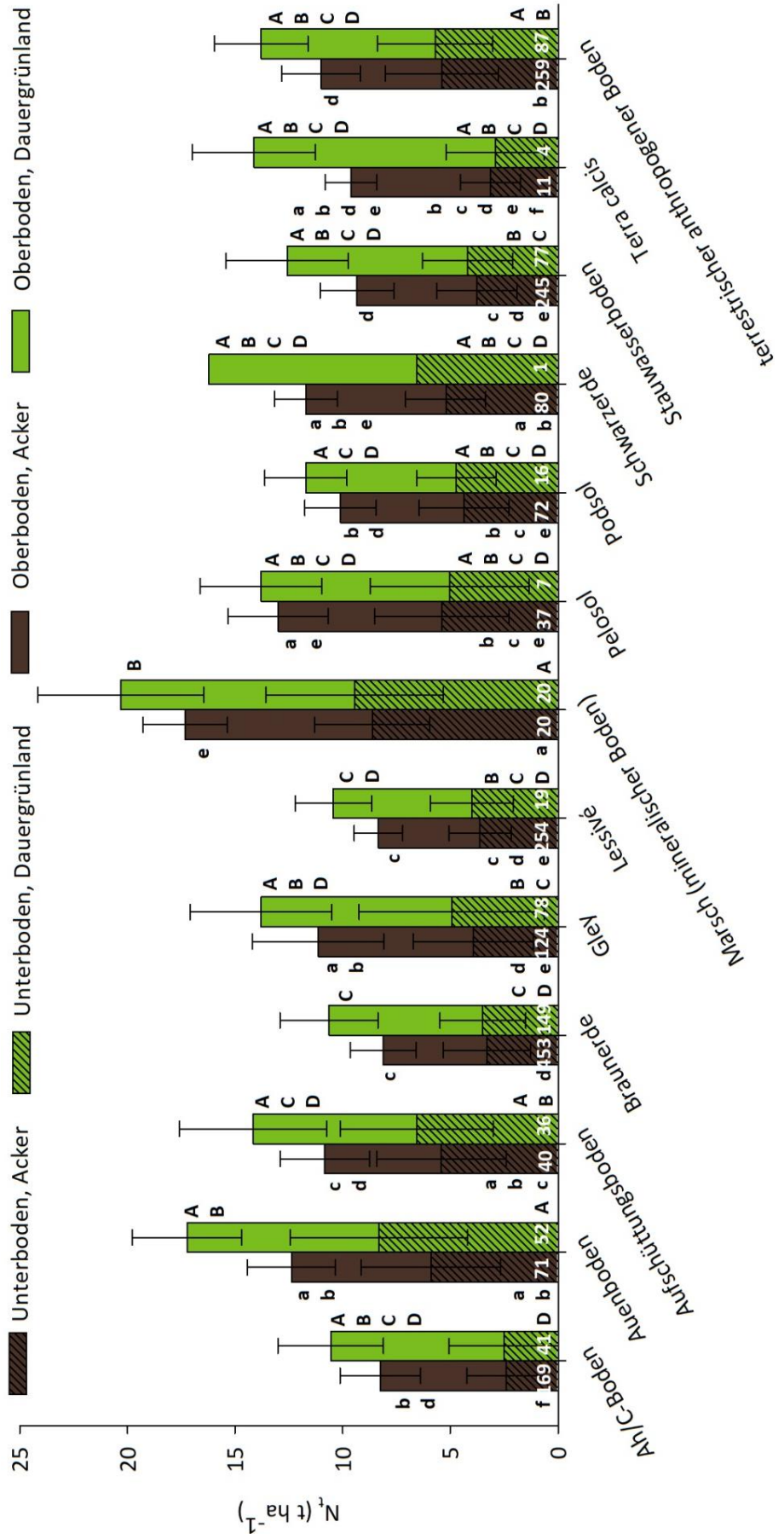


Abbildung 3-15: Vorrat an Gesamtstickstoff in mineralischen Ober- (0-30 cm) und Unterböden (30-100) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in verschiedenen Bodenklassen; Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang; unterschiedliche kleine/große Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$; Nemenyi) zwischen Bodenklassen bei gleicher Landnutzungsart und Bodentiefe

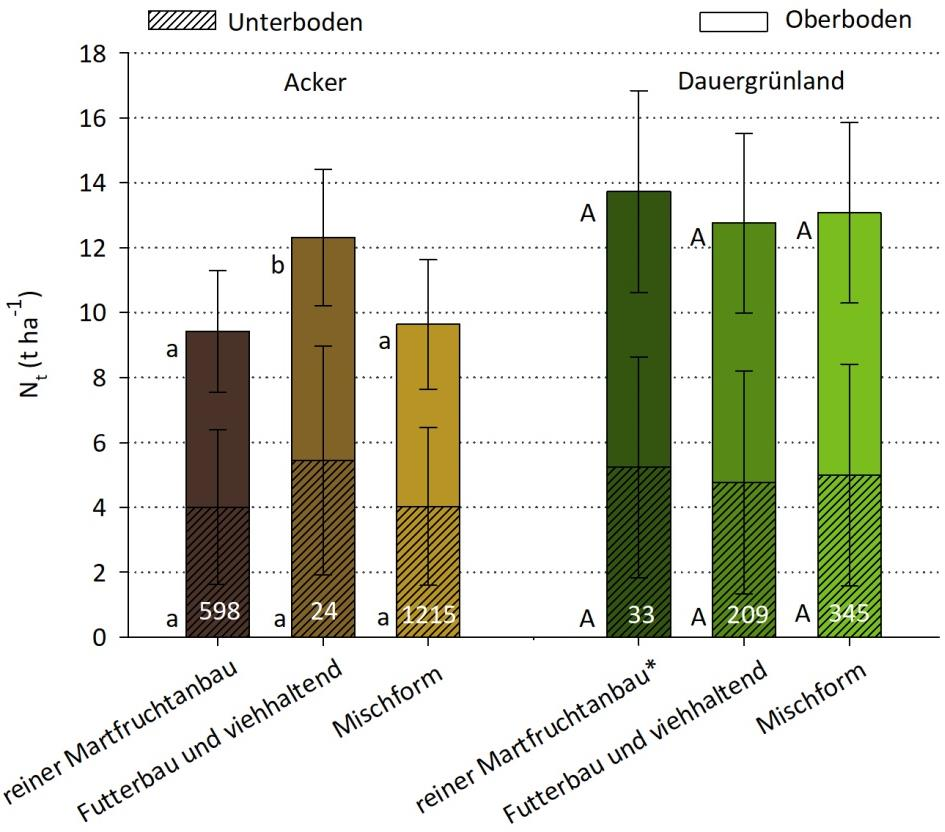


Abbildung 3-16: Vorrat an Gesamtstickstoff in mineralischen Ober- (0-30 cm) und Unterböden (30-100) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in verschiedenen Betriebsformen; Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang; unterschiedliche kleine/große Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0{,}05$; Nemenyi) zwischen Betriebsformen bei gleicher Landnutzungsart

*Flächen unter Dauergrünlandnutzung reiner Marktfruchtanbaubetriebe kommen dann vor, wenn die Fläche als Weide für Tiere aus der Nachbarschaft oder Pensionsvieh genutzt wird

Im Unterboden war ebenfalls ein signifikanter Effekt der Landnutzungsart auf den N_t-Vorrat ersichtlich: Unter Ackernutzung lag der N_t-Vorrat bei 4,0 ± 2,4 t ha^{-1} und unter Dauergrünland bei 5,0 ± 3,4 t ha^{-1} (Abbildung 3-14). Unter Sonderkulturen wurde ein N_t-Vorrat von 5,5 ± 2,7 t ha^{-1} festgestellt. Auch hier war der Einfluss der Bodenkasse signifikant mit geringsten Werten für Böden der Klassen „Ah/C-Boden“ und „Braunerde“ zeigten mit 2,4 ± 1,8 t ha^{-1} bzw. 3,3 ± 2,0 t ha^{-1} unter Ackernutzung und 2,5 ± 2,6 t ha^{-1} bzw. 3,5 ± 2,0 t ha^{-1} unter Dauergrünlandnutzung (Abbildung 3-15). Ein Einfluss der Betriebsform auf den N_t-Vorrat im Unterboden war nicht signifikant, spiegelte jedoch den Effekt im Oberboden wieder (Abbildung 3-16).

3.2.3 Organischer Kohlenstoff in Dichtefraktionen des Bodens

Einfluss der Landnutzungsart

Die Landnutzungsart beeinflusste die Verteilung von C_{org} in den direkt gemessenen Dichtefraktionen des Oberbodens (hier abweichend für 0-10 cm berichtet): Böden unter Dauergrünlandnutzung hatten im Mittel mit 33 % einen höheren relativen Anteil an POM-C_{org} am Gesamt-C_{org}-Gehalt als unter Ackernutzung mit 23 % (Abbildung 3-17; Vos et al. 2018). Diese Erhöhung geht fast ausschließlich auf einen höheren Anteil an oPOM zurück (nicht gezeigt), was darauf hindeutet, dass Oberböden unter Dauergrünland eine stärker aggregierte Bodenstruktur aufweisen als unter Acker (Poeplau & Don 2013). Der Hauptunterschied zwischen Böden unter Dauergrünland- und Ackernutzung lag in der Gesamtmange an C_{org} und damit verbunden auch eine wesentlich höhere Menge stabilisierten C_{org} als MOM im Dauergrünland im Vergleich zum Acker. Die verhältnismäßig geringen Unterschiede im relativen Anteil von POM-C_{org} am gesamten C_{org}-Gehalt zwischen Dauergrünland und Acker, im Vergleich zu anderen Studien, können teilweise auf nicht vergleichbare Bodenbedingungen (z. B. Textur) der zwei Vergleichsgruppen zurückgeführt werden. In einer anderen Studie mit gepaarten Versuchsflächen (gleiche Bodenbedingungen) wurden fast doppelt so hohe relative Anteil an POM-C_{org} unter Dauergrünland (18 %) im Vergleich zu Äckern (10 %) gefunden, aber auch mit einer anderen Fraktionierungsmethode (Poeplau & Don 2013). Christensen (2001) schätzte den POM-Anteil in Grünlandböden auf 15-40 %, was mit den hier berichteten Ergebnissen übereinstimmt. Der höhere relative POM-Anteil unter Dauergrünlandnutzung kann erklärt werden mit der permanent geschlossenen Vegetationsdecke und einem höheren C_{org}-Eintrag in den Boden durch Wurzeln, welche Teil der POM-Fraktion ausmachen (Christensen 2001) (s. a. Kapitel 3.2.5). Obwohl Böden unter Dauergrünlandnutzung einen höheren relativen Anteil an kaum stabilisiertem C_{org} in Form von POM hatten als unter Ackernutzung, speicherten sie doch absolut gesehen mehr als doppelt so viel stabilisierten C_{org} in Form von MOM.

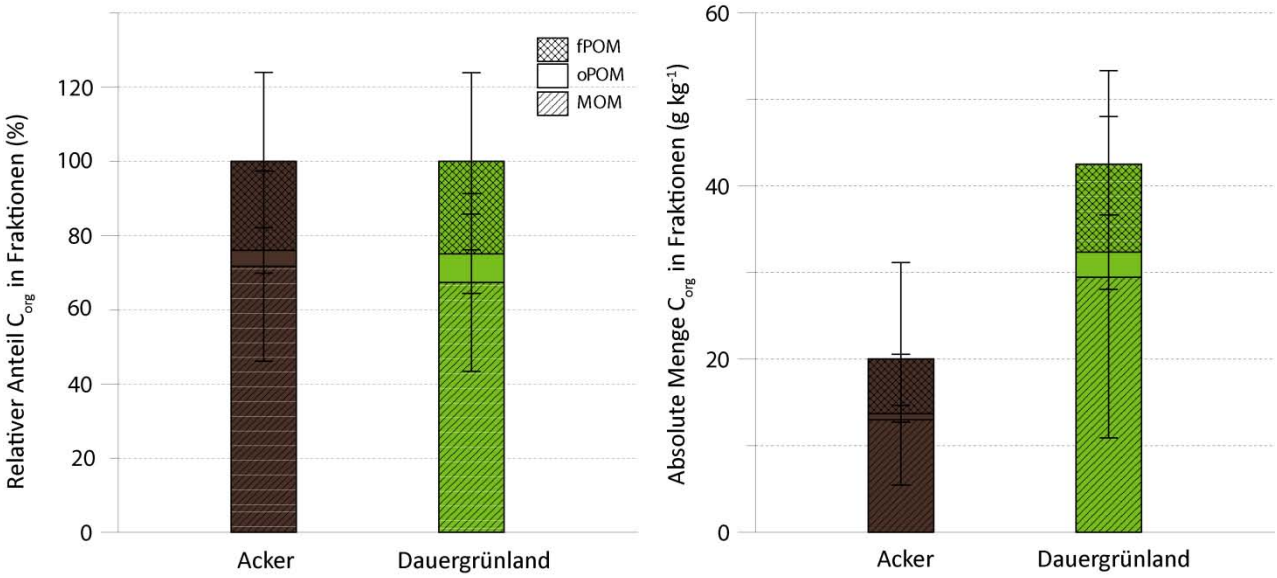
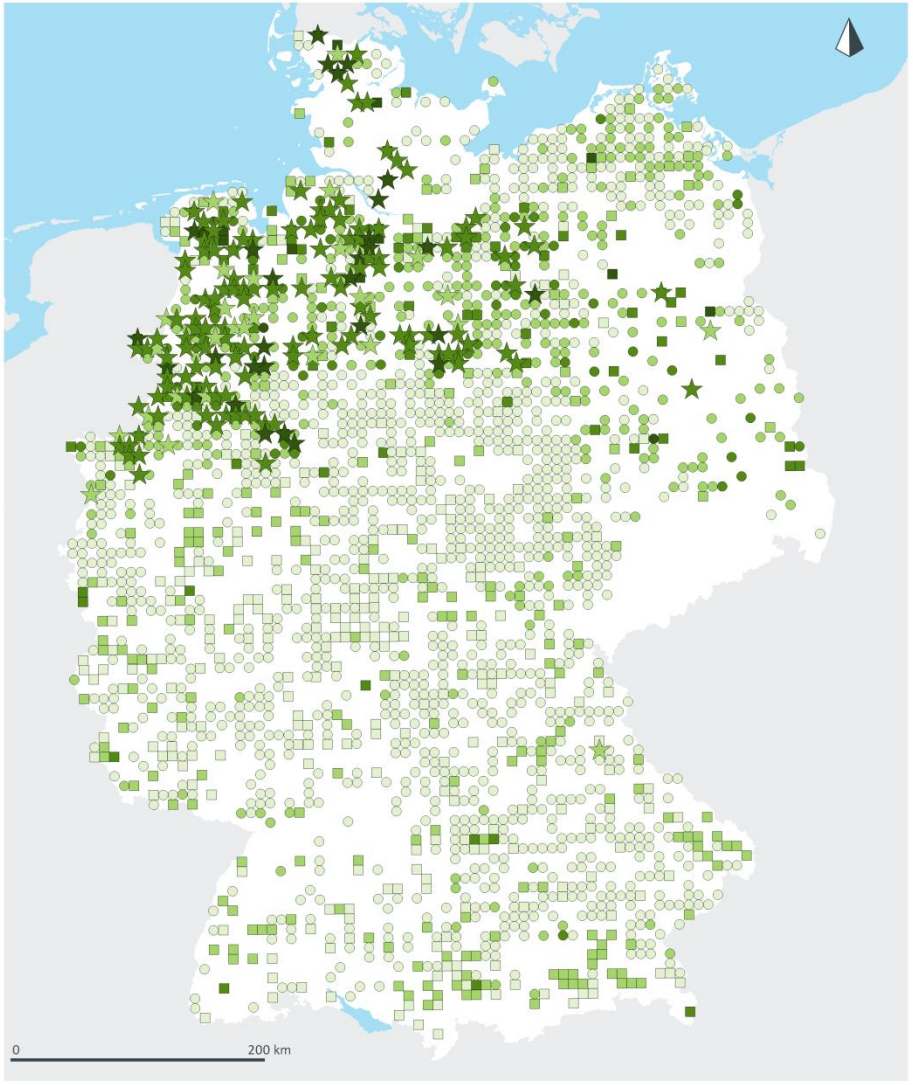


Abbildung 3-17: Relativer Anteil der Fraktionen an organischem Kohlenstoff (C_{org}) (fPOM = freies partikuläres organisches Material, oPOM = okkludiertes partikuläres organisches Material, MOM = mineralassoziiertes organisches Material) und absolute Gehalte der C_{org}-Fraktionen in Oberböden (0-10 cm) unter Acker- (n = 107) und Dauergrünlandnutzung (n = 38) auf repräsentativen Standorten der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (nach Vos et al. 2018); Mittelwert und Standardabweichung

Regionale Verteilung der Fraktionen des organischen Kohlenstoffes im Boden und deren Einflussgrößen

Regionen mit hohem relativen Anteil an POM-C_{org} (> 60 %) am Gesamt-C_{org}, nachfolgend als POM-Anteil bezeichnet, lagen fast ausschließlich in Nordwestdeutschland (Karte 3-4, basierend auf mit NIR abgeschätzten C_{org}-Fraktionen). Böden mit mittleren relativen POM-Anteilen (40-60 %) fanden sich ebenfalls in Norddeutschland und vereinzelt am Rande der Alpen. Niedrigere POM-Anteile (< 40 %) wurden vor allem für Böden in Mittel- und Süddeutschland gefunden und machten den weitaus größten Teil der beprobten Böden aus. Diese Böden speichern einen Großteil des C_{org} in der MOM-Fraktion. Da C_{org}-Verluste im Boden zunächst aus der labilen POM-Fraktion zu erwarten sind, weisen die zuletzt genannten Standorte die geringste Vulnerabilität für C_{org}-Verluste auf. Ein solcher C_{org}-Verlust könnte induziert werden durch Änderungen in der Flächenbewirtschaftung, die reduzierten C_{org}-Eintrag in den Boden zur Folge hat, durch eine Landnutzungsänderung von Dauergrünland zu Acker (Poeplau et al. 2011) oder durch reduzierte organische Düngung bzw. reduzierter Eintrag von Ernterückständen (Dalal et al. 2011, Srinivasarao et al. 2014). Auch erhöhte Temperaturen könnten durch eine Erhöhung der mikrobiellen Aktivität im Boden zu einem Verlust von Teilen des POM-C_{org} führen (Knorr et al. 2005).

Karte 3-4: Relativer Anteil des organischen Kohlenstoffes in der Dichtefraktion partikuläres organisches Material (POM-C_{org}) mineralischer Oberböden (0-10 cm) unter Acker- (n = 1584) und Dauergrünlandnutzung (n = 533) sowie in schwarz-humosen Sanden (n = 175) aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Werte vorhergesagt mittels Nahinfrarotspektroskopie



THÜNEN

relativer Anteil organischen Kohlenstoffs (Corg) im partikulären organischen Material (POM) am Gesamt-Corg

mineralischer Oberböden (0-10 cm) (schwarz-humose Sande separat gezeigt) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung in Deutschland; Stand Mai 2018

POM-Corg am Gesamt-Corg (%)

Acker

- 6-25
- 25-44
- 44-63
- 63-82

Acker

Dauergrünland

schwarz-humose Sande

Die Prüfung der Zusammenhänge von C_{org}-Fraktionen mit der historischen Landnutzung (s. a. Kapitel 3.2.6) zeigte, dass ehemalige Heide-, Moor-, Wald- und Grünlandstandorte signifikant höhere relative Anteile des Gesamt-C_{org} in 0-10 cm Tiefe in der POM-Fraktion aufwiesen, als Beprobungspunkte, die schon zu Zeiten der Preußischen Landesaufnahme (1840-1940) als Acker bewirtschaftet wurden ($p \leq 0{,}01$; Abbildung 3-18). Auch das C:N-Verhältnis des Bodens der damaligen Heide-, Moor- und Waldstandorte ist, ungeachtet der aktuellen Landnutzungsart, heute noch signifikant erhöht gegenüber dem der übrigen Beprobungspunkte. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass die historische Landnutzung auch die heutige C_{org}-Dynamik des Bodens beeinflusst. Dies wird unterstützt durch die Ergebnisse einer belgischen Studie von Sleutel et al. (2008), die zeigte, dass die chemische Zusammensetzung von C_{org} ehemaliger Heideböden der von aktuellen Heideböden noch sehr ähnelt und deshalb eine lange Nachwirkung dieser Vornutzung bestätigt.

Dieser Jahrhunderte lang nachwirkende Einfluss überdeckt andere Einflussgrößen und somit ergab sich die Notwendigkeit, die nachfolgenden Analysen getrennt für schwarz-humosen Sande und die übrigen "normalen" Böden durchzuführen.

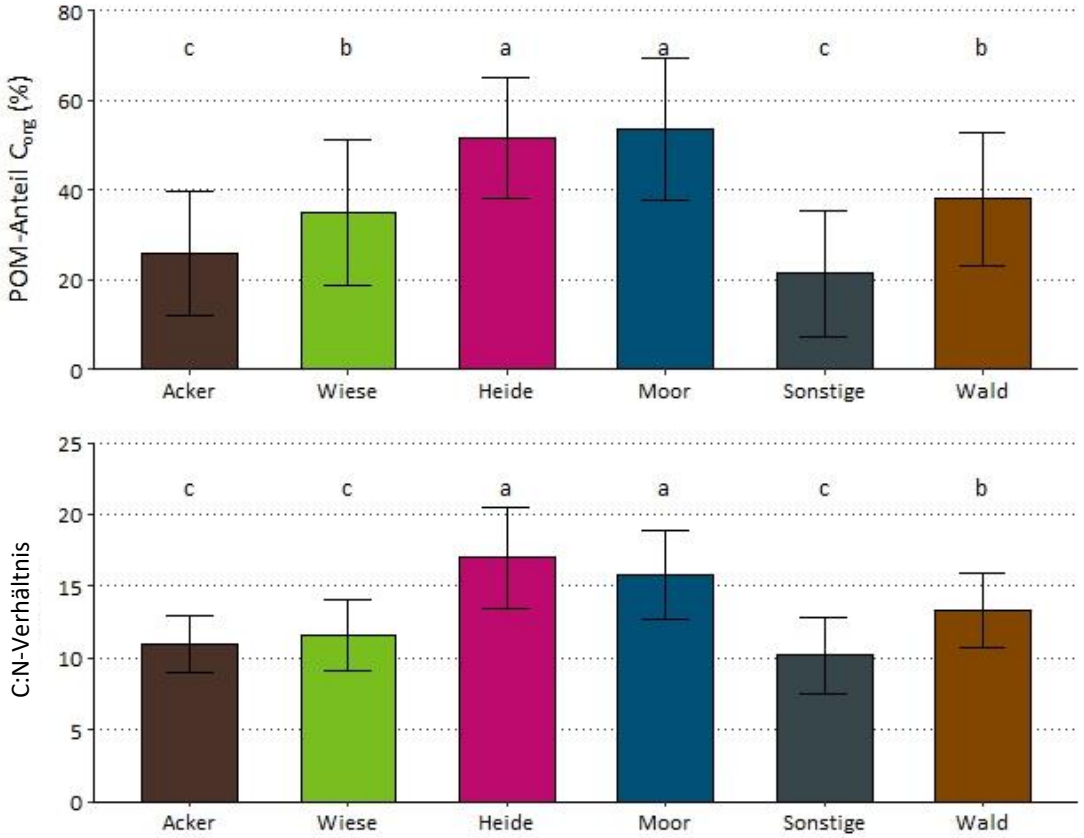


Abbildung 3-18: Anteil des organischen Kohlenstoffes (C_{org}) in der Fraktion des partikulären organischen Materials (POM) am gesamt C_{org}-Gehalt des Bodens sowie Verhältnis von C_{org} zu Stickstoff (C:N) in mineralischen Oberböden (0-10 cm) mit verschiedener historischer Landnutzung zu Zeiten der Preußischen Landesaufnahme (1840-1940) aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (n = 796); Mittelwert und Standardfehler; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$; Tukey) zwischen historischen Landnutzungsarten

Einflussgrößen auf die Verteilung des organischen Kohlenstoffes in die Fraktionen in Oberböden (0-10 cm; Böden ohne schwarz-humose Sande)

Der Anteil des C_{org}, welcher in der POM-Fraktion gespeichert war, war in Böden unter Dauergrünlandnutzung signifikant höher als unter Ackernutzung ($p \leq 0{,}001$; nicht gezeigt). Während in Böden unter Dauergrünlandnutzung im Mittel 28 % des gesamten C_{org} in der POM-Fraktion gespeichert waren, waren es bei Böden unter Ackernutzung im Mittel nur 19 %. Diese Werte sind bezogen auf den gesamten Datensatz, der mit NIR analysiert wurde, und unterscheiden sich deshalb leicht von den durch Fraktionierung gemessenen Daten am Anfang des Kapitels.

Mit Hilfe des *cforest*-Algorithmus konnten die relevanten Einflussgrößen für alle Böden und für Acker und Dauergrünland getrennt identifiziert werden. Hierbei ist zu beachten, dass durch die statistischen Analysen nur Zusammenhänge erkannt werden. Erst durch Prozesskenntnisse lassen sich aus variablen Einflussgrößen ableiten: Der Anteil der erklärten Varianz im Validierungsdatensatz lag für die „normalen“ Böden – ausgenommen schwarz-humose Sande – bei 77 % (Tabelle 3-7). Bei getrennter Betrachtung nach Landnutzungsart lag die erklärte Varianz für Dauergrünland bei 62 % und für Acker bei 81 %.

Die Textur (Sandgehalt und Tongehalt) der Böden unter Dauergrünland- und Ackernutzung hatte den stärksten Einfluss auf den POM-Anteil in Oberböden (Tabelle 3-7). Mit zunehmenden Tongehalt nahm der POM-Anteil am C_{org} signifikant ab und bei zunehmenden Sandgehalt nahm der POM-Anteil signifikant zu (nicht gezeigt). Dies wird durch andere Studien, in welchen eine enge Beziehung zwischen Tongehalt und mineralassoziiertem C_{org} gefunden wurde (Hassink 1997), unterstützt und mit der Fähigkeit toniger Böden, C_{org} an Mineraloberflächen oder durch Einschluss in Aggregate zu binden und dadurch gegen mikrobiellen Abbau zu stabilisieren, erklärt (v. Lützow et al. 2006, Six et al. 2002).

Ein steigender C_{org}-Gehalt war verbunden mit signifikant höherem Anteil an C_{org} in der POM-Fraktion ($p \leq 0{,}001$; nicht gezeigt). Dies mag auf eine C_{org}-Sättigung der MOM-Fraktion bei steigendem C_{org}-Gehalt hindeuten und würde bedeuten, dass neu eingetragener C_{org} in MOM-gesättigten Böden nur noch in der POM-Fraktion gespeichert werden kann und deren Anteil am Gesamt-C_{org} daher steigt (Gulde et al. 2008). Zudem sind diejenigen Böden mit dem höchsten C_{org}-Gehalt im Datensatz der mineralischen Böden oftmals degradierte Moore, in denen naturgemäß ein hoher Anteil des C_{org} in der POM-Fraktion (z. B. Torfreste) vorliegt.

Tabelle 3-7: Die jeweils sechs wichtigsten Einflussgrößen zur Erklärung der deutschlandweiten Variabilität des Anteils des organischen Kohlenstoffes (C_{org}), der in der Fraktion des partikulären organischen Materials gespeichert wird (C:N-Verhältnis = Verhältnis von C_{org} zu Gesamtstickstoff im Boden); mineralische Oberböden (0-10 cm) separiert in „normale Böden“ (Acker n = 1587 Dauergrünland n = 534) und schwarz-humose Sande (n = 176); Effizienzen der Modellkalibration und Validation mittels *cforest* auf Grundlage der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Boden, Landnutzungsart	wichtigste Einflussgrößen	Effizienz Kalibration (%)	Effizienz Validierung (%)
„normal“, Acker	Tongehalt Sandgehalt C:N-Verhältnis C_{org}-Gehalt Höhenlage	88	81
„normal“, Dauergrünland	Tongehalt Sandgehalt C_{org}-Gehalt Höhenlage C:N-Verhältnis	76	62
schwarz-humose Sande	C_{org}-Gehalt Sandgehalt Landnutzungsart C:N-Verhältnis Tongehalt Grundwasserstufe	49	34

Das C:N-Verhältnis des Bodens war signifikant positiv korreliert mit dem Anteil des als POM- gespeicherten C_{org} ($p \leq 0{,}001$; nicht gezeigt). Dies hängt zusammen mit dem inhärent weiteren C:N-Verhältnis der POM- im Vergleich zur MOM-Fraktion, so dass ein höherer Anteil an POM automatisch zu einem weiteren C:N-Verhältnis des gesamten Bodens führt. In diesen Böden, die keine schwarz-humose Sande sind, ist das C:N-Verhältnis daher ein Indikator für die Stabilität des C_{org}, wobei ein weites C:N-Verhältnis des gesamten Bodens für einen hohen Anteil an labilem C_{org} spricht.

Die Grundwasserstufe wies einen signifikant negativen Zusammenhang mit dem Anteil des C_{org} in der POM-Fraktion im Boden auf ($p \leq 0{,}01$; nicht gezeigt). Je weiter also der Grundwasserspiegel von der Oberfläche entfernt lag, desto geringer war der Anteil des C_{org} in der POM-Fraktion.

Sonderfall „schwarz-humose Sande“: Einflussgrößen auf die Verteilung des organischen Kohlenstoffes in die Fraktionen in Oberböden (0-10 cm)

Die sehr hohen POM-Anteile auch im Oberboden (hier abweichend 0-10 cm berichtet) s. g. „normaler“ Böden und ihre Lokalisierung in Nordwestdeutschland weist darauf hin, dass die Abgrenzung zwischen schwarz-humosen Sanden und „normalen“ Böden, wie hier erfolgt (s. Kapitel 2.5.1), noch verbessert werden kann oder als scharfe Grenze nicht zu finden ist. Für knapp 80 % der hier ermittelten schwarz-humosen Sande (s. Kapitel 2.5.1) konnte eine Landnutzungshistorie mit Moorvegetation und/oder Heide in den letzten 200 Jahren nachgewiesen werden. Aber auch in der Bodentextur ähnliche Beprobungspunkte (mit > 70 % Sandgehalt), wie die schwarz-humosen Sande, hatten in Norddeutschland zu 55 % eine Heide- oder Moorvegetationsvergangenheit in den letzten 200 Jahren. Für einige Beprobungspunkte wurde sogar beides, Moorvegetation und Heide, im Wechsel in den Karten ausgewiesen, was die Schwierigkeit der Unterscheidung dieser Punkte mit ihrer besonderen Landnutzungshistorie verdeutlicht (s. a. Kapitel 3.2.3).

Der Anteil der erklärten Varianz im Validierungsdatensatz lag für die schwarz-humosen Sande lediglich bei 34 % (Tabelle 3-7). Ähnliche Einflussgrößen waren relevant, aber deren Wichtung war anders als bei den „normalen“ Böden (s. o.): Hier konnten beinahe 60 % der zu 34 % erklärten Varianz durch den C_{org}-Gehalt erklärt werden, während der Anteil an der erklärten Varianz durch Textur, C:N-Verhältnis und Landnutzungsart geringer ausfiel.

Auch in den als schwarz-humose Sande klassifizierten Böden ging ein steigender C_{org}-Gehalt mit signifikant höheren relativen Anteilen an C_{org} in der POM-Fraktion einher ($p \leq 0{,}001$; nicht gezeigt). Dies könnte zum einen auf eine Sättigung der MOM-Fraktion mit C_{org} hindeuten (s. o.). Zum anderen ist ein Einfluss der Landnutzungshistorie wahrscheinlich: Die POM-Fraktion dieser Böden besteht zum Teil aus Überresten der ehemaligen Heide- oder Moorvegetation, welche wegen hoher Gehalte an Lipiden, langkettigen Aliphaten und Sterolen stabilen C_{org}, der auch in der POM-Fraktion für Jahrzehnte oder sogar Jahrhunderte erhalten bleiben kann (Sleutel et al. 2008).

Der Anteil an C_{org}, welcher in der POM-Fraktion gespeichert war, war auch bei den schwarz-humosen Sanden unter Dauergrünlandnutzung signifikant höher als unter Ackernutzung ($p \leq 0{,}001$; nicht gezeigt). Auch der Einfluss der Bodentextur und der Grundwasserstufe war für die schwarz-humosen Sande ähnlich wie bei den übrigen Böden.

Zwischen dem C:N-Verhältnis des Bodens und dem Anteil des C_{org} in der POM-Fraktion lag bei den schwarz-humosen Sanden kein signifikanter Zusammenhang vor. Dies mag daran liegen, dass das C:N-Verhältnis dieser Böden im Gegensatz zu denen der übrigen Böden bereits weiter lag

(Mittelwert 16 bzw. 10), so dass bei einer weiteren Steigerung des C:N-Verhältnisses keine weitere Erhöhung des Anteils des C_{org} in der POM-Fraktion zu beobachten war. Das weite C:N-Verhältnis der schwarz-humosen Sande hat einen Zusammenhang mit der historischen Landnutzung als Heide oder Moor (Alcántara et al. 2016, Certini et al. 2015, Rowe et al. 2006). Dies verdeutlicht, dass die historische Landnutzung die Haupteinflussgröße für den hohen Anteil des C_{org} in der POM-Fraktion ist.

Während in „normalen" Böden der in der POM-Fraktion gespeicherte C_{org} als relativ labil angesehen wird, ist diese Zuordnung besonders in den schwarz-humosen Sanden irreführend: Die vorausgegangene Heide- und/oder Moorvegetation hat in diesen Böden zu einer Anreicherung von POM-C_{org} geführt, welcher über Jahrzehnte bis Jahrhunderte stabil im Boden geblieben und daher nicht leicht mineralisierbar ist (Overesch 2007, Sleutel et al. 2008, Springob & Kirchmann 2002). Der Vorrat an POM ist daher für diese Böden kein geeigneter Indikator für die Stabilität und Zersetzbarkeit der organischen Bodensubstanz. Um auf die mögliche Vulnerabilität für C_{org}-Verluste aus der POM-Fraktion schließen zu können, ist es nötig die POM-Fraktion weiter zu analysieren und zu charakterisieren hinsichtlich Mineralisierbarkeit (z. B. in Inkubationsversuche oder durch Analysen zur chemischen Strukturaufklärung). Auch Böden, die vormals Moore waren und soweit degradiert sind, dass sie jetzt zu den mineralischen Böden gezählt werden, können als Reste von Torf auch hohe POM-Anteile enthalten. Ob auch diese moorbürtigen POM-Fraktionen langfristig relativ stabil sind oder nur deshalb heute noch zu finden sind, weil diese Moorböden mit einem übergroßen Vorrat an POM zum Zeitpunkt der beginnen Degradierung gestartet sind, ließ sich bisher nicht eindeutig klären (Hass 2017). Für die Regionen mit den schwarz-humosen Sanden weisen historische Karten ein kleinräumiges Mosaik aus Moor- und Heideflächen aus, was den Herkunftsnachweis von POM in diesen Regionen erschwert. Die Entstehungsgeschichte der schwarz-humosen Sande und die hohen POM-Anteilen im Nordwesten Deutschlands bleiben also nur teilweise geklärt – zumal die Entstehung des POM ggf. noch weiter zurück reicht als die hier zur Verfügung stehenden historischen Karten. Die schwarz-humosen Sande stellen in jedem Fall einen bodenwissenschaftlichen Sonderfall dar, der die gesamte Verteilung von POM in Deutschland prägt.

3.2.4 Weitere physikalische und chemische Bodenzustandsgrößen

3.2.4.1 Trockenrohdichte

Die TRD_{FB} gibt die Menge Feinboden (< 2 mm) pro Volumeneinheit an und steht somit zum einen dafür, wie dicht der Feinboden im Profil gepackt ist. Zum anderen ist die TRD_{FB} wesentliche Eingangsgröße zur Berechnung des Feinboden- und somit des C_{org}- und N_t-Vorrates (Kapitel 2.4.3). Somit besteht – bei konstanten C_{org}-Gehalten und Grobbodenanteil – ein positiver Zusammenhang zwischen der TRD_{FB} und dem C_{org}-Vorrat. Werden jedoch TRD_{FB} und C_{org}-Vorrat von mineralischen Böden unterschiedlichen C_{org}-Gehaltes miteinander verglichen, so zeigt sich ein negativer

Zusammenhang (Abbildung 3-19). Dies beruht auf der reduzierenden Wirkung des C_{org}-Gehaltes auf die TRD_{FB}, die die positive Wirkung von TRD_{FB} auf den FBV überlagert (Abbildung 3-20). In dem Datensatz der BZE-LW hatten dicht gelagerte mineralische Oberböden von Beprobungspunkten mit weniger als 10 Vol.-% Grobboden und TRD_{FB}-Werten über 1,5 g cm^{-3} durchschnittlich fünf mal geringere C_{org}-Gehalte als locker gelagerte Böden mit TRD_{FB}-Werten unter 1,0 g cm^{-3}. Entsprechend war der C_{org}-Vorrat in dicht gelagerten Oberböden (49 ± 15 t ha^{-1}; 0-30 cm) deutlich niedriger als in locker gelagerten Oberböden (133 ± 47 t ha^{-1}).

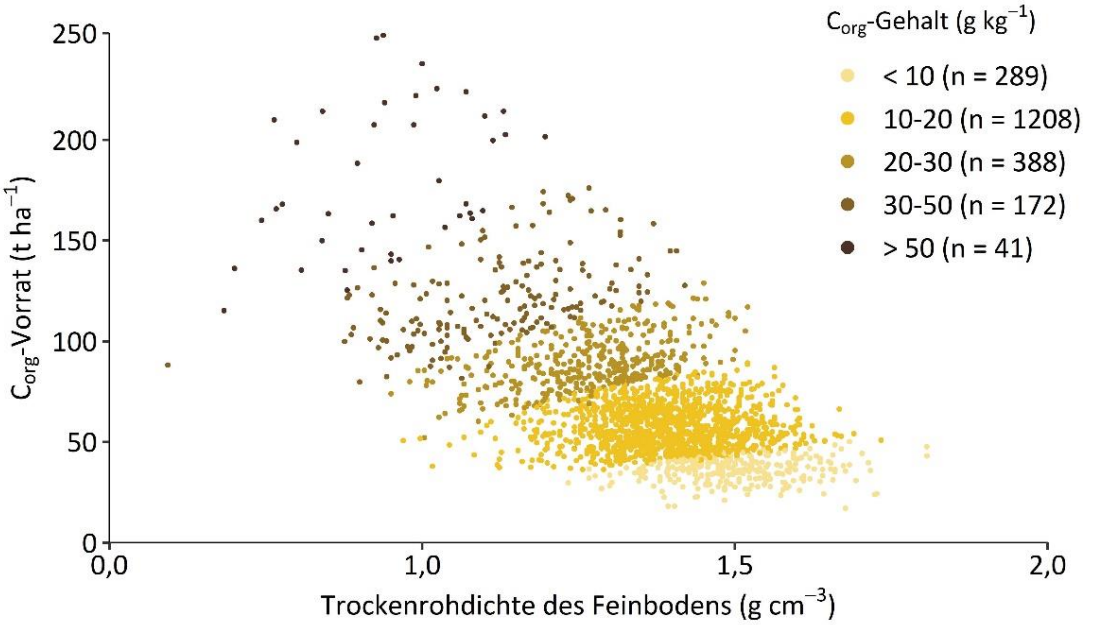


Abbildung 3-19: Zusammenhang zwischen der Trockenrohdichte des Feinbodens und dem Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in mineralischen Oberböden (0-30 cm) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung mit < 10 Vol.-% Grobbodenanteil bei unterschiedlichem C_{org}-Gehalt aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

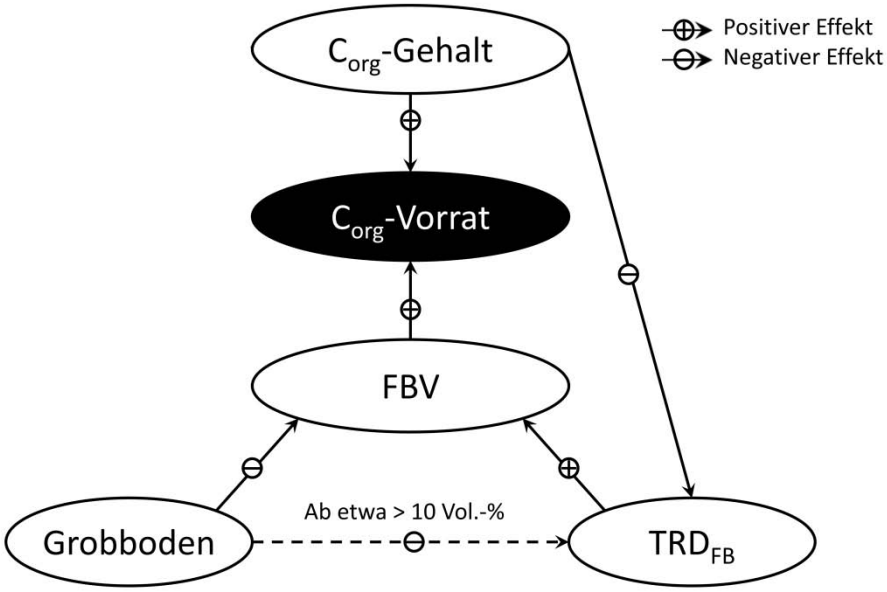


Abbildung 3-20: Schematische Darstellung von Wechselwirkungen zwischen der Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD_{FB}), Grobbodenanteil, Feinbodenvorrat (FBV) sowie Gehalt und Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im FBV mineralischer Böden

Die TRD_{FB} steigt im Mittel mit der Bodentiefe an (Abbildung 3-21). Zunehmende Auflast und abnehmender C_{org}-Gehalt mit der Bodentiefe prägen diesen Verlauf. Böden unter Dauergrünlandnutzung wiesen im Mittel sowohl im Ober- (0-30 cm) als auch im Unterboden (30-100 cm) eine geringere TRD_{FB} als solche unter Acker auf. Mögliche Ursachen hierfür ist einerseits der höhere C_{org}-Gehalt (Abbildung 3-7), andererseits kann besonders im Unterboden ein höherer Grobbodenanteil die niedrigere TRD_{FB} von Böden unter Dauergrünland im Vergleich zu solchen unter Ackernutzung erklären (s. a. Kapitel 3.2.4.2; Schneider & Don 2018). Laut Poesen & Lavee (1994) sinkt die TRD_{FB} mit steigendem Grobbodenanteil aufgrund der Ausbildung von Poren zwischen Grobbodenoberflächen und Feinboden. Ferner ist bei sehr hohem Grobbodenanteil meist nicht genügend Feinboden vorhanden um Lücken zwischen dem die Bodenlast tragenden Grobbodengerüst zu füllen. Dies könnte den häufig beobachteten negativen Zusammenhang zwischen Grobbodenanteil und TRD_{FB} erklären (Stewart et al. 1970). Die im Rahmen der BZE-LW festgestellte negative Korrelation zwischen Grobbodenanteilen > 10 Vol.-% und TRD_{FB} bestätigen dies (nicht gezeigt). Im Probenkollektiv der BZE-LW hatte die Bodenart einen untergeordneten Einfluss auf die TRD_{FB}: Sandige Böden zeigten nur marginal höhere TRD_{FB}-Werte als tonige (1,56 ± 0,16 g cm^{-3} vs. 1,42 ± 0,19 g cm^{-3} in 30-100 cm).

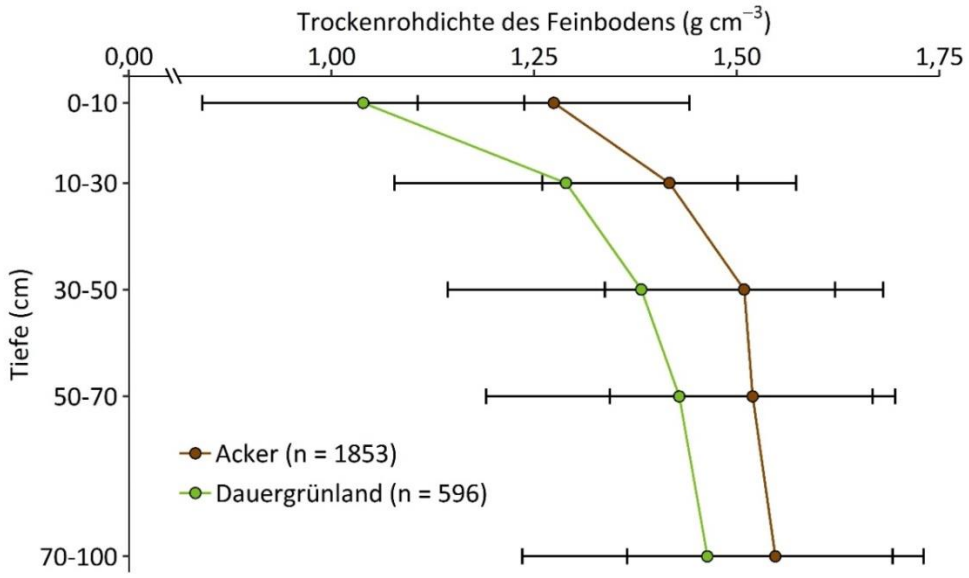


Abbildung 3-21: Trockenrohdichte des Feinbodens mineralischer Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

3.2.4.2 Textur und Grobbodenanteil

Die Textur spielt eine wichtige Rolle bei der Speicherung von C_{org} im Boden: Besonders Tonminerale binden und stabilisieren organische Substanz, und damit C_{org}, an ihren Oberflächen (organomineralische Komplexe) sowie durch Bildung von Bodenaggregaten (v. Lützow et al. 2006, Six et al. 2002). Ergebnisse des Bodenmonitoringprogrammes in Wallonien, Belgien, zeigten eine deutliche positive Korrelation zwischen Ton- und Feinschluffgehalt und C_{org}-Vorrat (Chartin et al. 2017). Die Auswertungen in der BZE-LW bestätigten dies erneut und zeigten einen geringeren C_{org}-Vorrat im Oberboden (hier abweichend 0-10 cm gezeigt) von Böden der Bodenarten-Hauptgruppe (Bodenkundliche Kartieranleitung KA5, Ad-hoc-AG Boden 2005) „Sande“ als von der der „Tone“ (Abbildung 3-22; s. a. Kapitel 3.2.7, 3.4).

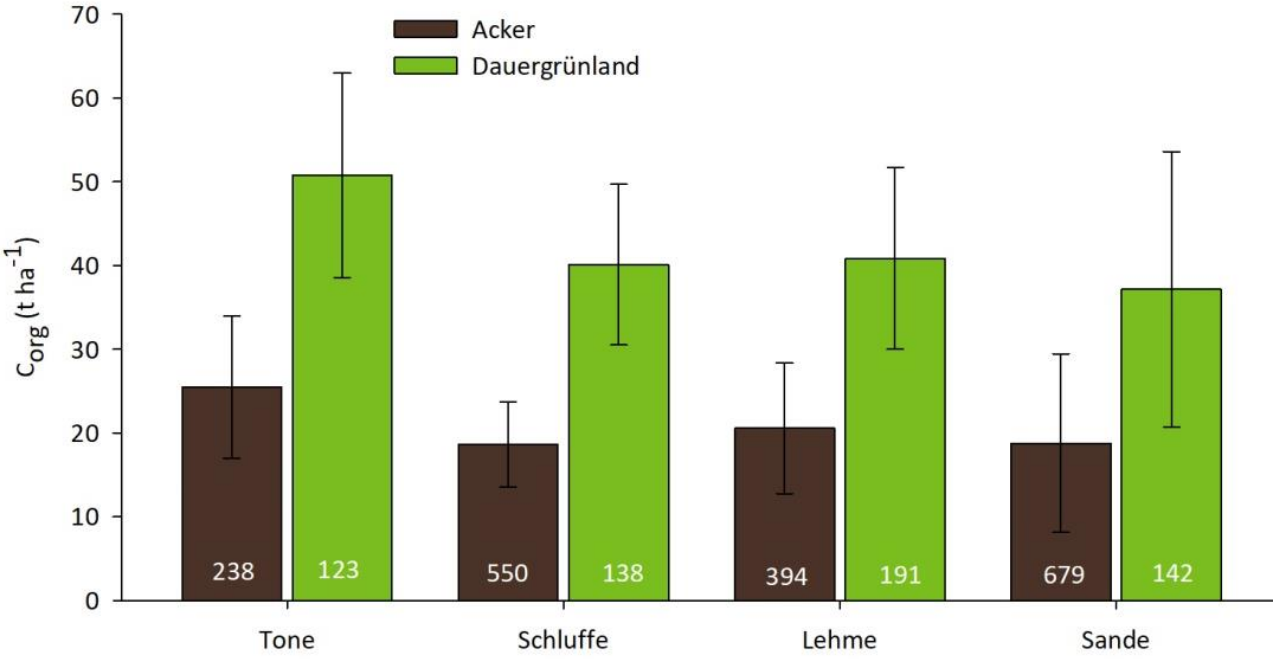


Abbildung 3-22: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Oberboden (0-10 cm) mineralischer Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in den Bodenarten-Hauptgruppen* nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5; Ad-hoc-AG Boden 2005); Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang

*für Bodenarten und Gehalte der Bodenarten-Hauptgruppen vergleiche Abbildung 3-70; Tone = Tu3, Tu4, Lt3, Tt, Tu2, Tl, Ts2; Schluffe = Us, Uu, Ut2, Ut3, Tls, Ut4, Lu; Lehme = Slu, Sl4, St3, Lt2, Ls2, Ls3, Ls4, Lts, Ts3, Ts4; Sande = Ss, St2, Su2, Sl2, Sl3, Su3, Su4

Der Sandgehalt der in der BZE-LW untersuchten Böden war im Mittel im Tiefenprofil homogen verteilt und zeigte eine hohe Spannweite von 0,2-99 % bei einem Mittelwert von 43 % (Abbildung 3-23). Böden unter Ackernutzung zeigten einen Trend zu höherem Sandgehalt als solche unter Dauergrünlandnutzung – umgekehrt lag der Trend beim Tongehalt (Abbildung 3-22). Böden mit hohem Tongehalt sind schwer zu bearbeiten und können zu Wassereinstauungen neigen, was sich in deren bevorzugter Nutzung als Dauergrünland wiederspiegelte (s. a. Kapitel 3.2.4.3), welche durch einen überdurchschnittlich hohen Tongehalt gekennzeichnet sind. Auch der Tongehalt variierte stark mit < 0,1-89,6 % und lag im Mittel bei 19 %.

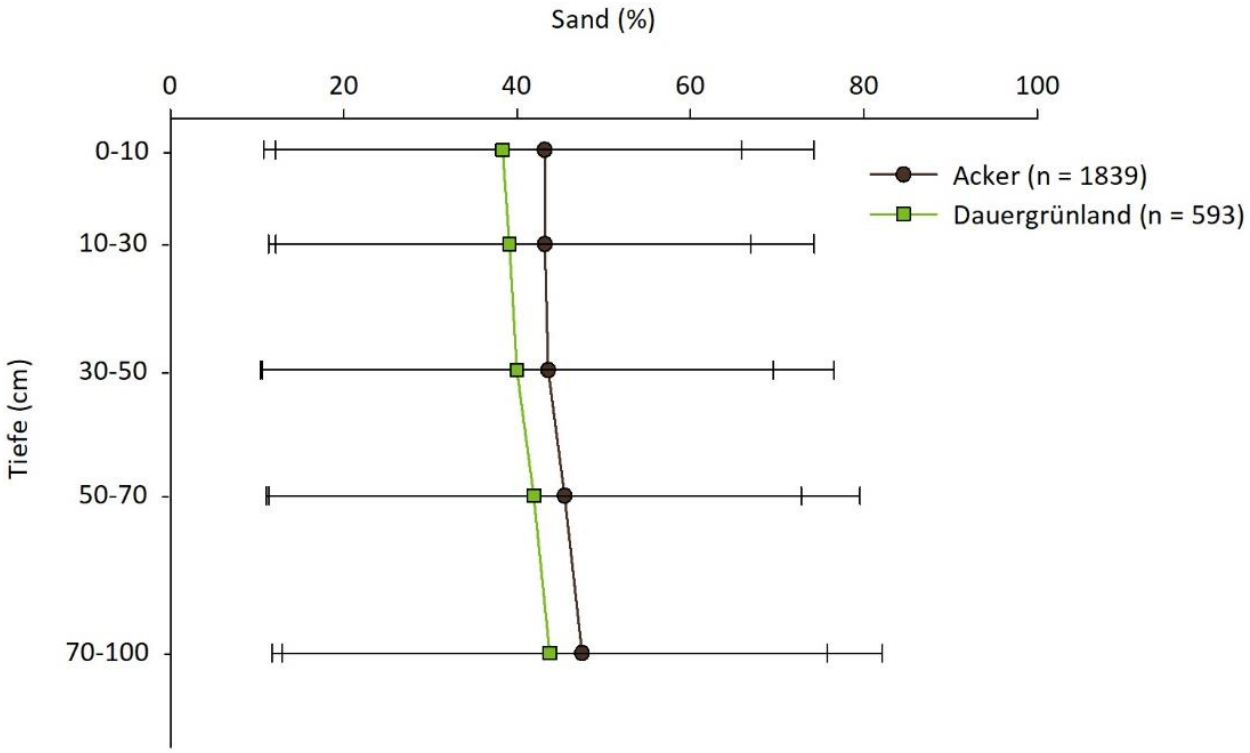


Abbildung 3-23: Sandgehalt (%) mineralischer Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

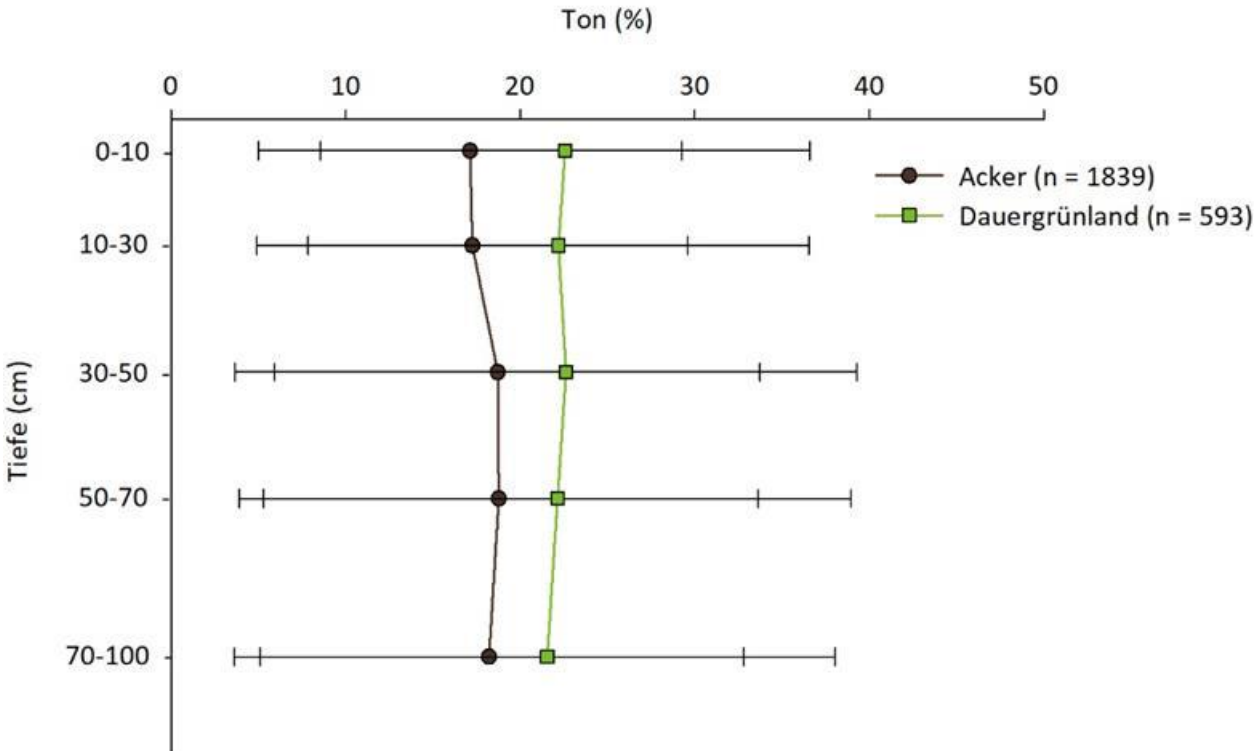
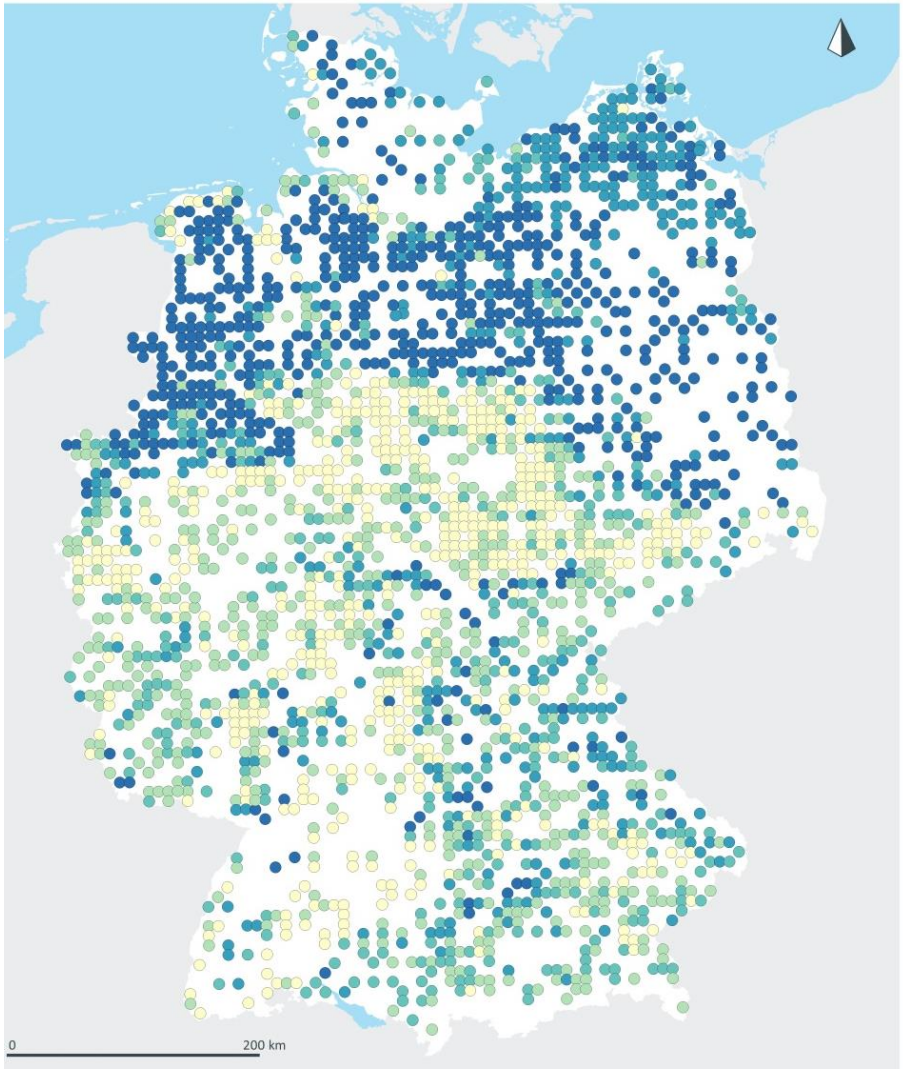


Abbildung 3-24: Tongehalt (%) mineralischer Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

Die Bodentextur zeigte die charakteristische Teilung der deutschen Böden in Nord und Süd mit hohen Sandgehalten (> 50 %) in den Jung- und Altmoränenlandschaften im Norden und den tonreicheren (> 17 % Ton) Böden im Süden, den Mittelgebirgslagen und in den Lössgebieten (Karte 3-5, Karte 3-6; s. a. Karte 2-4, Kapitel 2.5.7). Sandige Böden, durch die Verwitterung von Sandsteinen entstanden, zeichneten sich auch in Teilen Bayerns ab. Deutlich auch erkennbar wurden die Flussläufe von Elbe und Weser sowie Küstenbreiche mit erhöhtem Tongehalt von > 17 %. Die hier gezeigte Darstellung findet Bestätigung in der bundesweiten Karte „Bodenarten in Oberböden Deutschlands 1:1.000.000“ (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2007c) sowie in der Zusammenstellung von Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2016).

Karte 3-5: Sandgehalt mineralischer Oberböden (0-30 cm; n = 2477) aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



THÜNEN

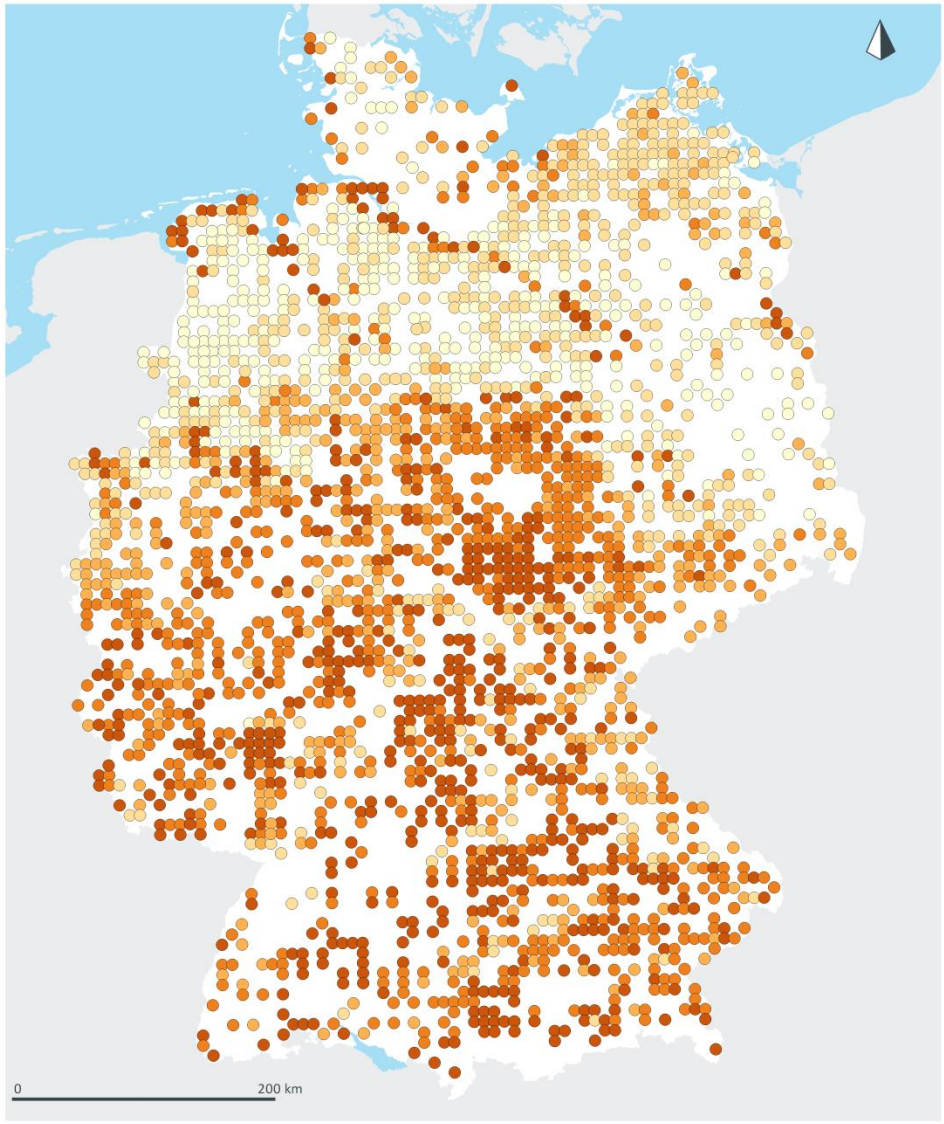
Sandgehalt

in Oberböden (0-30 cm) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung in Deutschland; Stand Mai 2018

Sand (%)

- < 10
- 10-30
- 30-50
- 50-70
- > 70

Karte 3-6: Tongehalt mineralischer Oberböden (0-30 cm; n = 2477) aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



THÜNEN

Tongehalt

in Oberböden (0-30 cm) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung in Deutschland; Stand Mai 2018

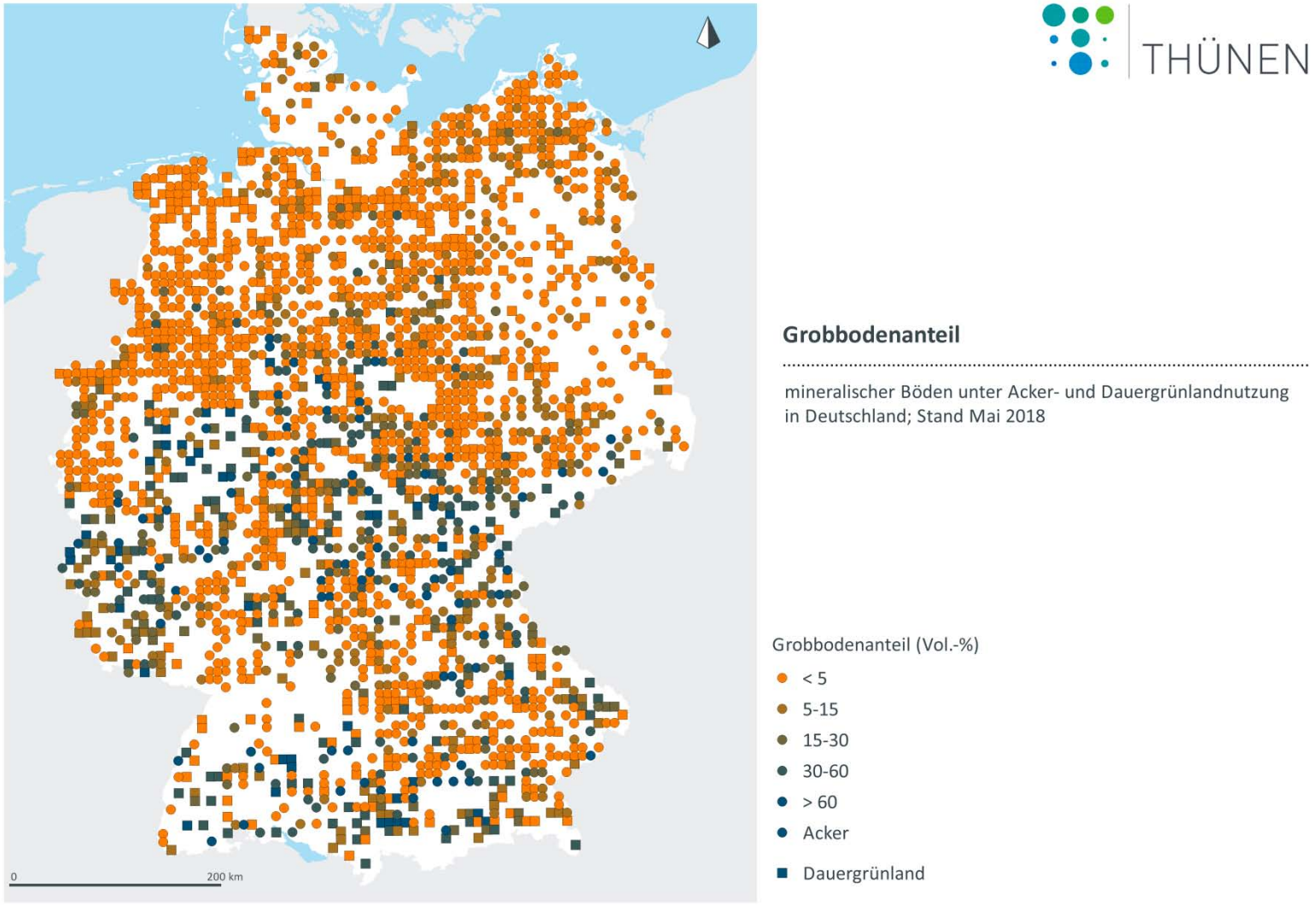
Ton (%)
- < 5
- 5-12
- 12-17
- 17-25
- > 25

Grobbodenanteil

Mineralische Bodenpartikel werden je nach Größe in Feinboden (Ton, Schluff, Sand) und Grobboden (Grus, Kies, Steine, Blöcke) unterteilt. Dabei umfasst der Grobboden alle Korngrößen mit einem Äquivalentdurchmesser > 2 mm (Ad-hoc-AG Boden 2005). Für die Auswertungen in der BZE-LW wurde angenommen, dass Grobboden weder C_{org} noch N_t speichert, was eine gängige Praxis in regionalen Bodeninventuren ist (Poeplau et al. 2017). Somit gilt: je höher der Grobbodenanteil, desto geringer der FBV, in dem C_{org}- und N_t-Vorrat bestimmt werden (Abbildung 3-20).

Etwa 50 % aller mineralischen Böden enthielten im Gesamtprofil (0-100 cm) keinen oder nur sehr geringen Anteil an Grobboden von < 2 Vol.-% (nicht gezeigt). Weitere 30 % hatten einen geringen Grobbodenanteil von 2-10 Vol.-%. Die übrigen 20 % der Beprobungspunkte zeigten einen höheren Grobbodenanteil. Hierbei unterschieden sich die Bodenklassen deutlich: Einen mittleren Grobbodenanteil im Gesamtprofil von < 2 Vol.-% zeigten die Bodenklassen „Marsch“ und „Podsol“ (nicht gezeigt). Der Grobbodenanteil der Bodenklassen „Braunerde“, „Terra calcis“ und „Ah/C-Boden“ lag im Mittel bei > 10 Vol.-%. Den höchsten Grobbodenanteil im Unterboden (30-100 cm) wiesen Beprobungspunkte in der Peripherie von Waldgebieten in den Mittelgebirgen auf (Karte 3-7). Auch auf der Schwäbischen Alb und im Alpenvorland fanden sich hohe Grobbodenanteile. Ein hoher Anteil an Grobboden verringert die Bearbeitbarkeit von Böden und vermindert deren Durchwurzelbarkeit (Schneider & Don 2018). Daher waren Beprobungspunkte mit hohem Grobbodenanteil vermehrt als Dauergrünland genutzt (Abbildung 3-25).

Karte 3-7: Mittlerer Grobbodenanteil mineralischer Unterböden (30-100) unter Acker- (n = 1845) und Dauergrünlandnutzung (n = 590) aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



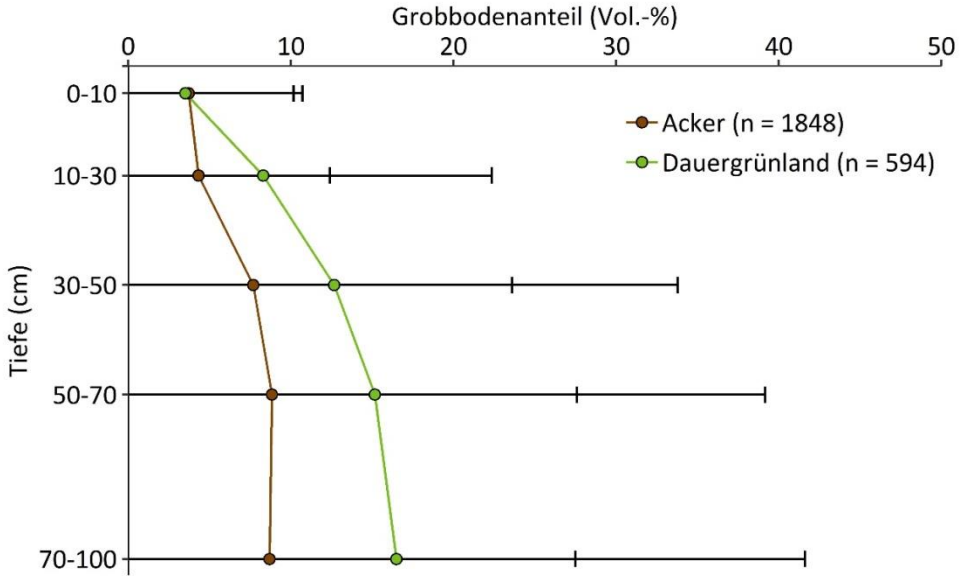


Abbildung 3-25: Grobbodenanteil mineralischer Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

In früheren Studien wurde der Grobbodenanteil häufig mit dem C_{org}-Gehalt des Feinbodens in Verbindung gebracht (Herbst et al. 2011, Poesen & Lavee 1994). Demnach müsste der C_{org}-Gehalt des Feinbodens mit steigendem Grobbodenanteil zunehmen (s. a. Abbildung 3-20). Dies wäre dann der Fall, wenn C_{org}-Eintrag und C_{org}-Abbau unabhängig vom Grobbodenanteil wären, da der zur Verfügung stehende FBV mit zunehmendem Grobbodenanteil sinkt. Allerdings gibt es auch Hinweise darauf, dass ein hoher Grobbodenanteil die Durchwurzelbarkeit und somit C_{org}-Einträge verringern könnte (Schneider & Don 2018). Dies könnte ein Grund sein, warum im Datensatz der BZE-LW kein Zusammenhang zwischen Grobbodenanteil und C_{org}-Gehalt festgestellt wurde (nicht gezeigt; s. a. Abbildung 3-20).

3.2.4.3 Grundwasserstufe

Wenn der Porenraum im Boden durch Einstau vollständig mit Wasser gefüllt wird, kann es zeitweise oder sogar permanent zu Sauerstoffmangel kommen. Dies führt zu einer Verminderung der Mineralisierung der organischen Substanz im Boden und kann eine C_{org}-Anreicherung im Boden zur Folge haben. Im Rahmen der Standortaufnahme an den Beprobungspunkten der BZE-LW wurde die s. g. Grundwasserstufe, die den vorherrschenden mittleren Grundwasserstand im Bodenprofil beschreibt, kartiert (s. a. Tabelle A1).

Stark hydromorphe mineralische Böden mit flachem Grundwasserstand (geringer Grundwasserstufe) traten gehäuft im Nordwesten Deutschlands auf (Karte 3-8). Beprobungspunkte unter Dauergrünlandnutzung lagen tendenziell auf feuchteren Standorten mit 13 % der Beprobungs-

punkte bei Grundwasserstufen „sehr flach“ bis „mittel“ – unter Ackernutzung waren es nur 5 % (Abbildung 3-26). Im Trend fiel der C_{org}-Vorrat im Oberboden (0-30 cm) mit steigender Grundwasserstufe leicht ab. Der C_{org}-Vorrat in hydromorphen Böden mit einer Grundwasserstufe ≤ 4 war für Böden unter Ackernutzung um den Faktor 1,5 und für Böden unter Dauergrünland um den Faktor 1,3 höher als in den grundwasserfernen Böden (Grundwasserstufe ≥ 5). In allen Grundwasserstufen zeigten Böden unter Dauergrünland einen höheren C_{org}-Vorrat als Böden unter Ackernutzung (Abbildung 3-26).

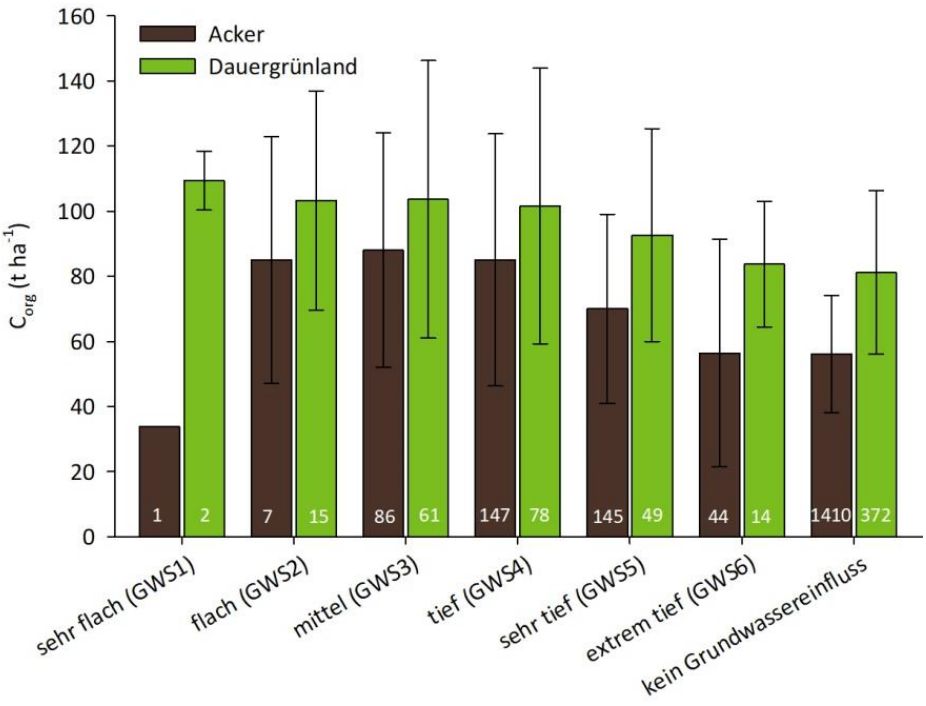
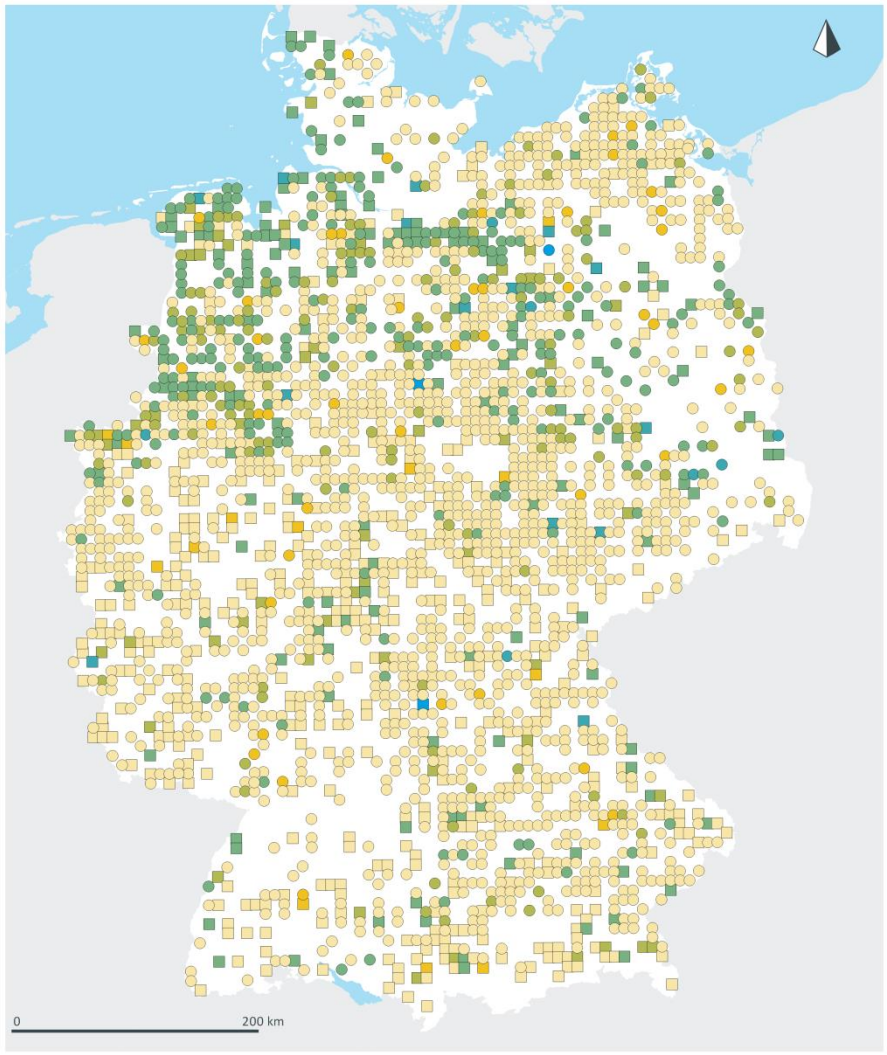


Abbildung 3-26: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Oberboden (0-30 cm) mineralischer Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft bei verschiedenen Grundwasserstufen (GWS) nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5; Ad-hoc-AG Boden 2005); je geringer die Stufe, desto näher der mittlere Grundwasserstand an der Geländeoberfläche (für Details s. Tabelle A1); Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang

Karte 3-8: Grundwasserstufe (GWS) nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5; Ad-hoc-AG Boden 2005; für Definition der GWS s. Tabelle A1) mineralischer Böden unter Acker- (n = 1844) und Dauergrünlandnutzung (n = 593) aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



THÜNEN

Grundwasserstufe

mineralischer Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung in Deutschland; Stand Mai 2018

Kurzzeichen und Bezeichnung (KA5)

- GWS1; sehr flach
- GWS2; flach
- GWS3; mittel
- GWS4; tief
- GWS5; sehr tief
- GWS6; extrem tief
- kein Grundwassereinfluss in oberen 2 m
- Acker
- Dauergrünland

3.2.4.4 pH-Wert und Carbonatgehalt

Der pH-Wert beeinflusst als eine der wichtigsten Bodenzustandsgrößen chemische, physikalische und biologische Bodeneigenschaften und steuert die Löslichkeit von Pflanzennährstoffen. Daher ist ein optimaler pH-Wert anzustreben, um das Ertragspotential von landwirtschaftlich genutzten Böden auszuschöpfen. Dabei wird der optimale pH-Wertebereich abgeleitet aus dem Zusammenwirken von

- Landnutzungsart (Dauergrünland weniger anspruchsvoll als Ackerkulturen),
- Textur (pH-Wert hat besonders auf ton- und schluffreichen Standorten Effekte auf die Aggregatstabilität des Bodens) sowie
- Puffer- und Nährstoffsorptionskapazität des Bodens.

Dabei definieren die Empfehlungen der VDLUFA (Kerschberger et al. 2000) den optimalen pH-Wert für mineralische Böden in Abhängigkeit vom Ton- und Humusgehalt (korreliert mit C_{org}-Gehalt) sowie von der Landnutzungsart: Der anzustrebende pH-Wert nimmt mit ansteigendem Tongehalt zu und mit zunehmendem Humusgehalt ab; für Böden unter Dauergrünlandnutzung ist der optimale pH-Wert geringer als bei Ackernutzung. Um den optimalen Bereich des pH-Wertes zu erreichen, ist die Ausbringung von Kalk zur Erhöhung des pH-Wertes eine bewährte Maßnahme. Eine Kalkung kann dabei verschiede Auswirkungen auf den C_{org}-Vorrat im Boden haben, wie in einem Review von Paradelo et al. (2015) zusammengefasst: Durch die Erhöhung des pH-Wertes kommt es zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität und einer damit einhergehenden möglichen Abnahme des C_{org}-Vorrates. Umgekehrt kann auch zu einem Anstieg des C_{org}-Vorrates durch Kalkung kommen: Zum einen kann durch Kalkungsmaßnahmen die Pflanzenproduktivität zunehmen, was den C_{org}-Eintrag in den Boden steigert. Zum anderen verbessert Kalk die Bodenstruktur, was die C_{org}-Mineralisationsrate verringern kann.

Im Rahmen der BZE-LW konnte der pH-Wert auf Grund von Überlagerungseffekten durch Kalkung und Landnutzungsart (s. u.) nicht als direkte Einflussgröße für den C_{org}-Vorrat identifiziert werden (s. a. Kapitel 3.2.7). Derartige Effekte wären im Rahmen von Exaktversuchen zu überprüfen (s. a. Kapitel 2.6). Die im Rahmen der BZE-LW erhobenen pH-Werte befanden sich über alle Bodentiefen hinweg im Mittel im mäßig bis schwach sauren Bereich (Acker: 6,11, Dauergrünland: 5,45; Abbildung 3-27, Karte 3-9; Scheffer 2002). Lössböden im Oberrheinischen Tiefland und um den Harz herum waren vorwiegend schwach alkalisch. Stark saure Böden unter Ackernutzung kamen hauptsächlich in Norddeutschland auf sandigen Substraten vor.

Auf Standorten mit pH-Werten unterhalb des Optimums (pH-Klasse A/B; nach VDLUFA, Kerschberger et al. 2000) wird eine Gesundungskalkung notwendig, um Ertragssicherung bzw. -Steigerung zu gewährleisten und die Neigung zu Bodenverdichtung, Verschlämmung und Erosion zu minimieren. Von den Beprobungspunkten der BZE-LW lagen 42 % der mineralischen

Böden unter Acker- und 57 % der Böden unter Dauergrünlandnutzung unterhalb des pH-Wert-Optimums. Dabei nahm der Anteil der Böden unter Ackernutzung, die eine Gesundungskalkung benötigen, mit zunehmenden Tongehalt ab (Tongehalt ≤ 5 %: 55 %; Tongehalt > 25 %: 21 %; Abbildung 3-28). Bei Böden unter Dauergrünlandnutzung war bis zu einem Tongehalt von 25 % der gegenläufige Trend ersichtlich (Tongehalt ≤ 5 %: 51 %; Tongehalt 17-25 %: 73 %; Abbildung 3-28, Abbildung 3-28) – ab Tongehalten > 25 % sank der Anteil der mit Kalk unterversorgten Böden drastisch. Nur 35 % (Acker) bzw. 24 % (Dauergrünland) der Böden wiesen einen pH-Wert im optimalen Bereich auf (pH-Klasse C; Abbildung 3-28, Karte 3-10). Jedoch wird auch zur Erhaltung eines optimalen pH-Wertes eine regelmäßige Kalkung empfohlen (Erhaltungskalkung), um natürlichen Versauerungsprozessen entgegenzuwirken. Bei 23 % der Böden unter Acker- bzw. bei 19 % unter Dauergrünlandnutzung lag der pH-Wert über den als optimal empfohlenen Wertebereichen (Böden ohne Kalkbedarf in Abbildung 3-28, Klasse D/E in Karte 3-10). Diese Beprobungspunkte waren zu einem Drittel auf Böden mit carbonatischen Ausgangsgestein zu finden. Für eine optimale Nährstoffversorgung der Pflanzen sollte auf diesen Böden eine Kalkung unterlassen werden und bei wesentlich höheren pH-Werten über dem Optimum wird der Einsatz von versauernd wirkenden Düngemitteln empfohlen (Kerschberger et al. 2000).

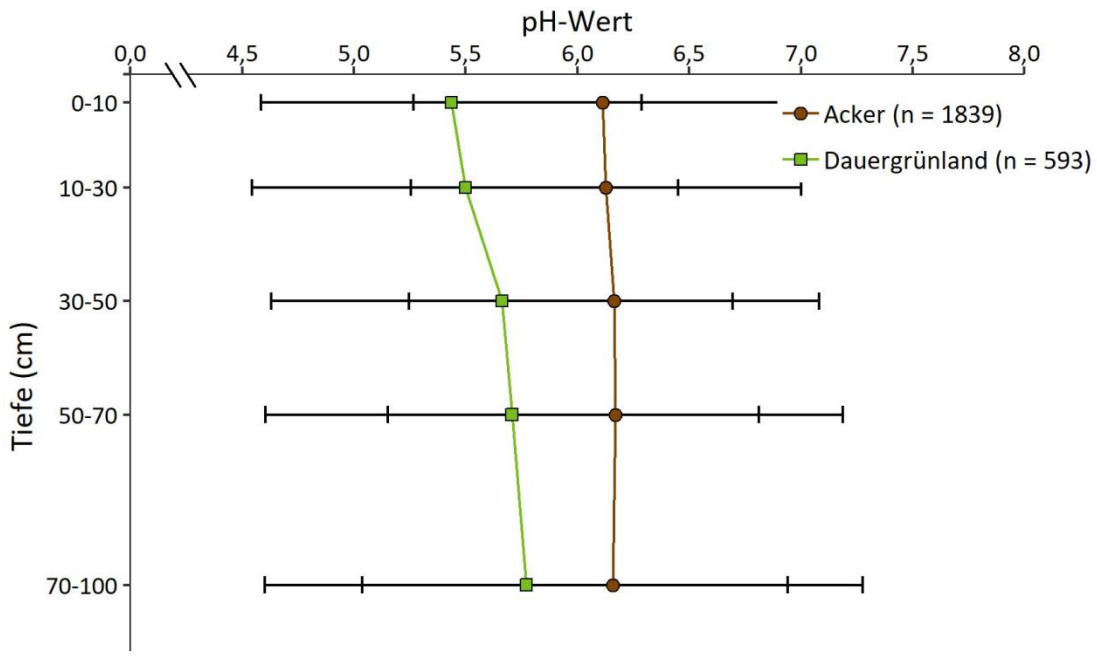
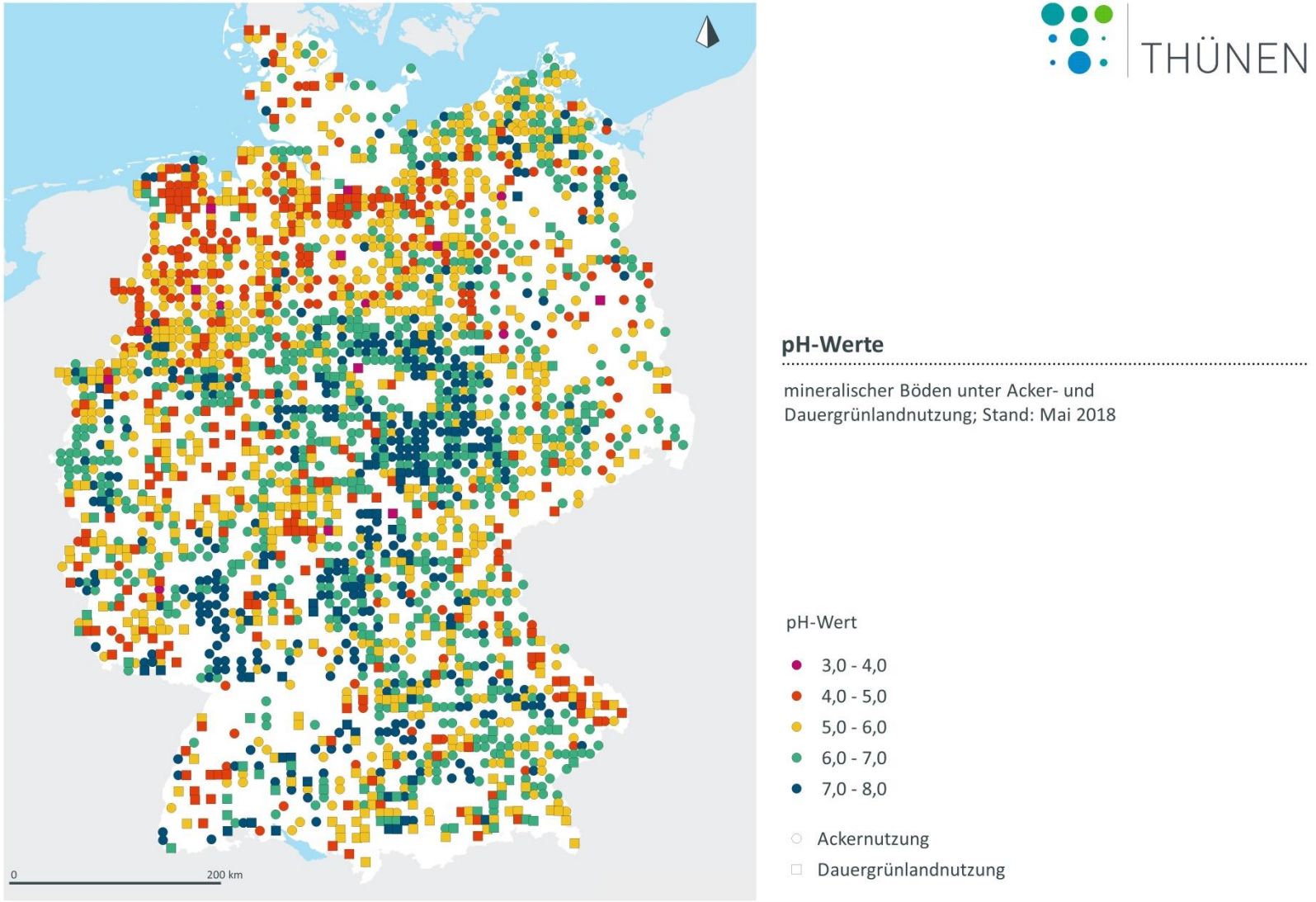
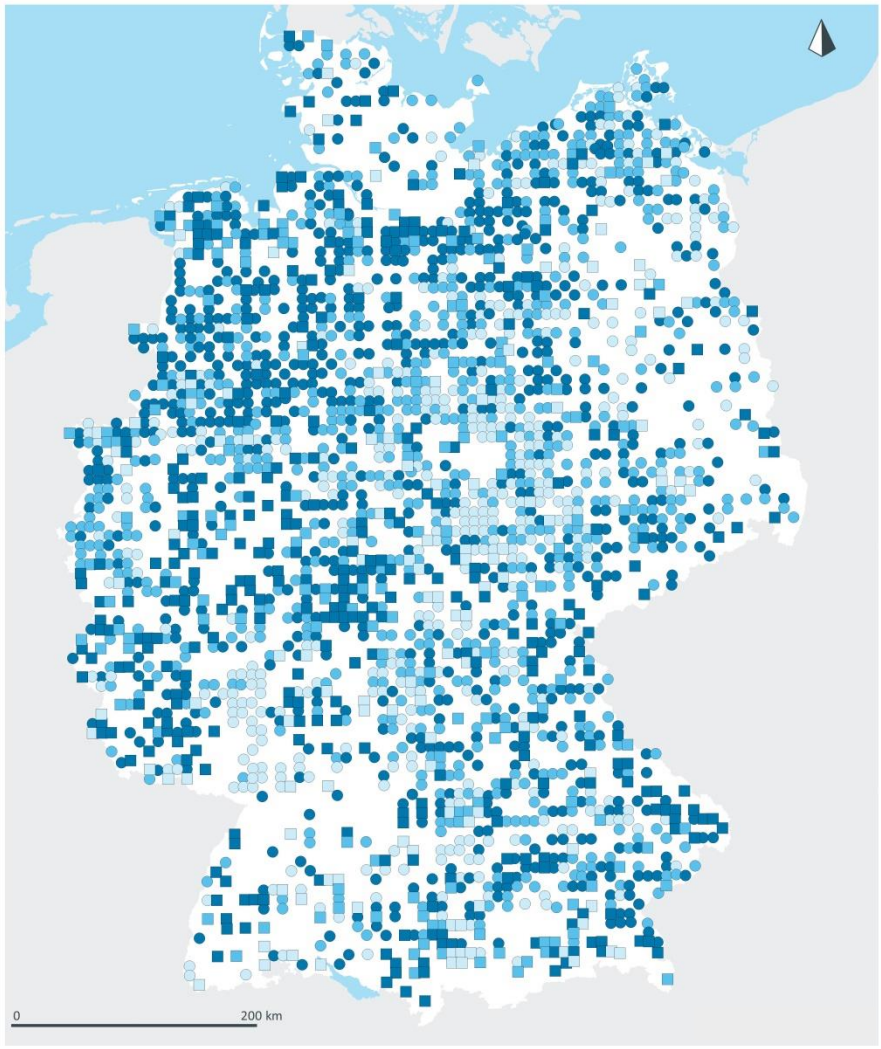


Abbildung 3-27: pH-Wert ($CaCl_2$) in mineralischen Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

Karte 3-9: pH-Wert ($CaCl_2$) mineralischer Oberböden (0-30 cm) unter Acker- (n = 1839) und Dauergrünlandnutzung (n = 593) aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



Karte 3-10: Kalkdüngungsbedarf mineralischer Böden unter Acker- (n = 1839) und Dauergrünlandnutzung (n = 593) aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft als Abweichung des pH-Wertes ($CaCl_2$) im Oberboden (0-30 cm) von Klasse C nach VDLUFA (Kerschberger et al. 2000)



THÜNEN

Kalkdüngungsbedarf

mineralischer Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung; Stand: Mai 2018

Kalkdüngungsbedarf

- Gesundungskalkung (pH-Klasse A/B)
- Erhaltungskalkung (pH-Klasse C)
- Keine Kalkung (pH-Klasse D/E)

- Ackernutzung
- Dauergrünland

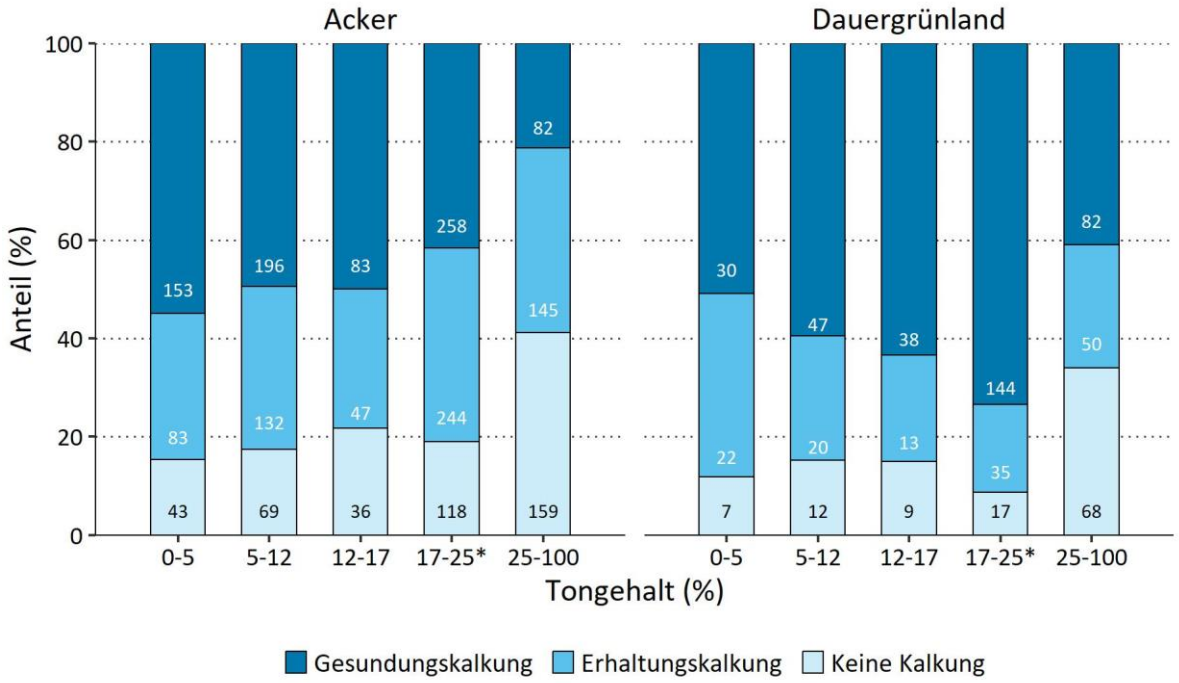


Abbildung 3-28: Anteil der Beprobungspunkte mit Kalkdüngungsbedarf unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in den für die Beurteilung des pH-Wertes ($CaCl_2$) im Oberboden (0-30 cm) relevanten Bodentexturgruppen nach VDLUFA (Kerschberger et al. 2000); Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang

*diese Gruppe beinhaltet auch Böden mit Tongehalten < 17 %, wenn der Schluffgehalt > 50 % ist

Der Carbonatgehalt ist der C_{anorg}-Gehalt im Boden. Er wird in landwirtschaftlich genutzten Oberböden durch Kalkung beeinflusst und im Unterboden insbesondere durch das Bodenausgangsgestein bestimmt. Wie für Effekte der Kalkung oben beschrieben, kann der C_{anorg}-Gehalt unterschiedliche Auswirkungen auf den C_{org}-Vorrat im Boden haben. Der C_{anorg}-Gehalt lag im Oberboden im Mittel bei 2 ± 7 g kg^{-1} und im Unterboden bei 4 ± 12 g kg^{-1} und unterschied sich nicht zwischen den Landnutzungsarten Acker- und Dauergrünland (Abbildung 3-29).

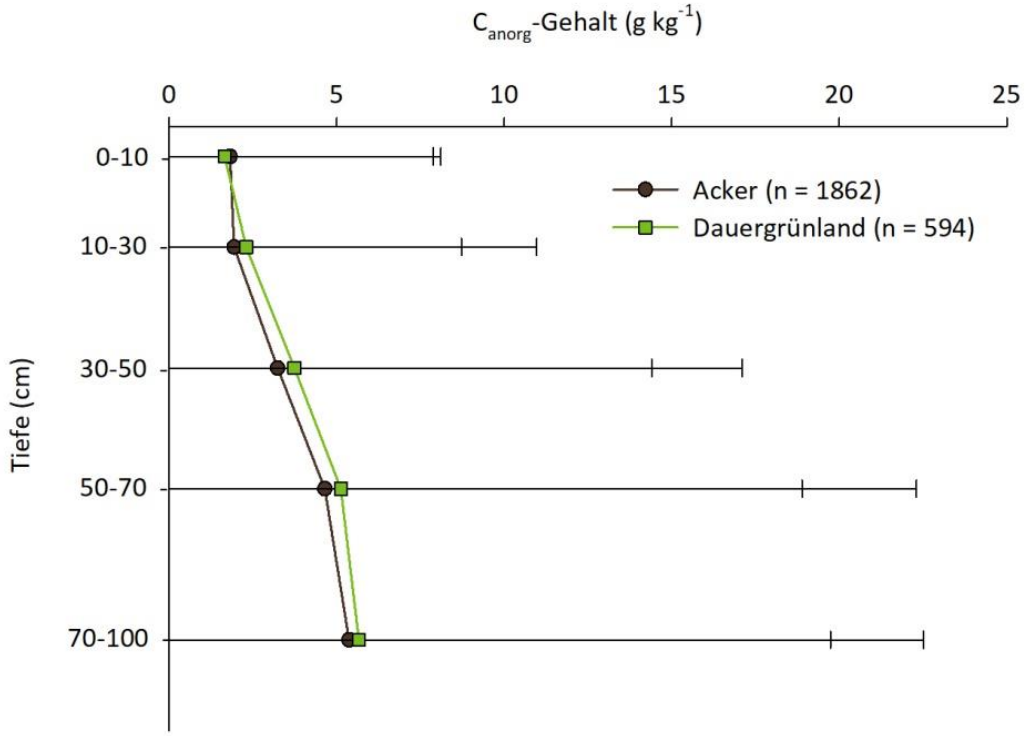


Abbildung 3-29: Gehalt an anorganischem Kohlenstoff (C_{anorg}) mineralischen Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

3.2.5 Eintrag an organischem Kohlenstoff in Böden

Eine durch das landwirtschaftliche Management steuerbare Einflussgröße für den C_{org}-Vorrat im Boden ist der regelmäßige C_{org}-Eintrag durch Erntereste, Zwischenfrüchte (Gründüngung und/oder Ernte-/Wurzelreste) und organischer Dünger (s. a. Kapitel 2.5.6). Im bundesweiten Mittel lag der jährliche C_{org}-Eintrag bei 3,8 ± 1,4 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} ohne in der Summe einen deutlichen Unterschied zwischen den Landnutzungsarten Acker und Dauergrünland zu zeigen (Abbildung 3-30). Dies war überraschend, da der für Böden unter Dauergrünlandnutzung bekannte, und durch die BZE-LW bestätigte, höhere C_{org}-Vorrat im Oberboden (0-30 cm) in der Regel mit einem höheren C_{org}-Eintrag besonders durch die ganzjährig intensive Durchwurzelung begründet wird (s. a. Kapitel 3.2.2, 3.2.7, 3.2.10.1). Deutlich unterschieden sich die Quellen des C_{org}-Eintrages zwischen den beiden Landnutzungsarten: Unter Dauergrünlandnutzung lag der geschätzte mittlere jährliche C_{org}-Eintrag aus Wurzelbiomasse mit 2,2 t ha^{-1} a^{-1} über dem der Beprobungspunkte unter Ackernutzung, die 1,6 ± 0,4 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} Eintrag erhielten (Abbildung 3-30). Gleiches galt für den C_{org}-Eintrag aus organischer Düngung mit 0,8 ± 0,9 t ha^{-1} a^{-1} (Dauergrünland) bzw. 0,5 ± 0,6 t ha^{-1} a^{-1} (Acker). Eine weitere relevante Quelle des jährlichen C_{org}-Eintrages in Böden unter Ackernutzung waren mit 37 % die Stoppeln und Erntereste (1,5 ± 0,9 t ha^{-1} a^{-1}), während Erntereste und Mulchschnitte bei Dauergrünlandnutzung lediglich 0,7 ± 0,5 t ha^{-1} a^{-1} ausmachten. Aus Zwischenfruchtanbau erhielten Böden unter Ackernutzung im Mittel jährlich

0,3 ± 0,5 t ha^{-1} a^{-1}. Auf Grund der hohen standortabhängigen Variabilität des C_{org}-Vorrates ergab sich keine signifikante Korrelation des jährlichen C_{org}-Eintrags mit dem C_{org}-Vorrat (nicht gezeigt). Der C_{org}-Eintrag war also weniger relevant für die Erklärung der aktuell gemessenen räumlichen Variabilität des C_{org}-Vorrates auf der Skalenebene „Deutschland“ (s. Kapitel 3.2.7). Um so wichtiger zeigte er sich jedoch für die zu erwartende Entwicklung des C_{org}-Vorrates im Oberboden (s. Kapitel 3.2.9).

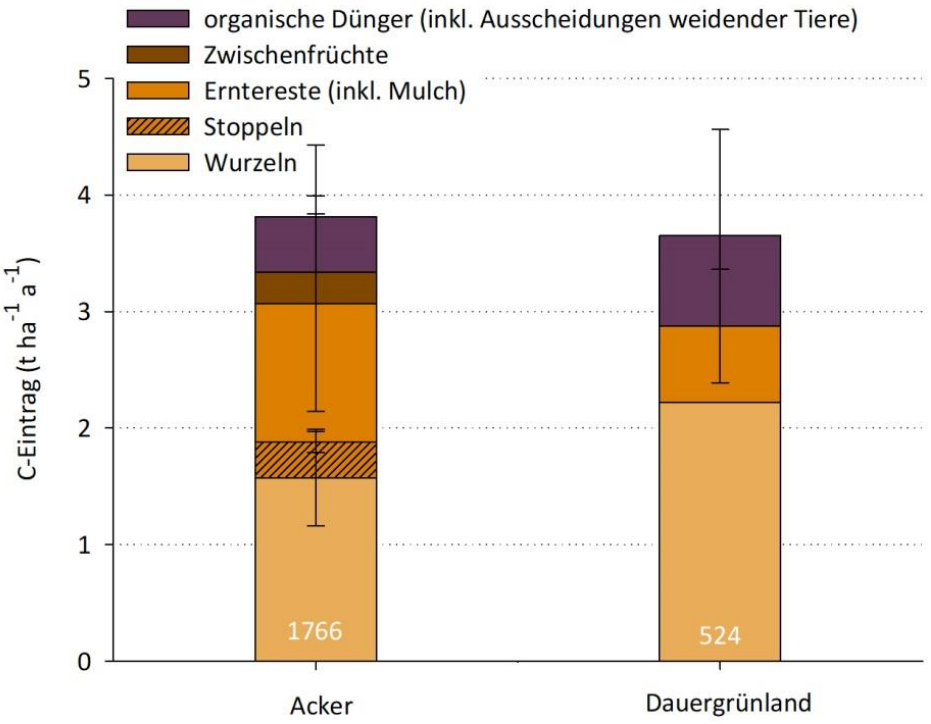


Abbildung 3-30: Eintrag an organischem Kohlenstoff (C) in mineralische Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung aus verschiedenen Quellen in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang

Minimalen mittleren jährlichen C_{org}-Eintrag unter Ackernutzung von < 1,4 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (unteres Quantil = 1 %) wurden für Beprobungspunkte mit gemüse- und getreidebetonten Fruchtfolgen und/oder geringem Ertragsniveau sowie mit seltener bzw. geringer organischer Düngung festgestellt – Maximalwerte von > 7,4 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (oberes Quantil = 99 %) bei Nutzung von Komposten und Mist als organische Düngung und regelmäßigem Zwischenfruchtanbau. Organische Dünger wurden auf 69 % der Beprobungspunkte unter Ackernutzung ausgebracht, wobei sich dieser Anteil lediglich aus 43 % der hier ausgewerteten 17299 Anbaujahre ergab. Ein Anbau von Zwischenfrüchten erfolgte in 12 % der ausgewerteten Anbaujahre (34 % der Beprobungspunkte), in denen zu 83 % der Biomasseaufwuchs der Zwischenfrüchte als Gründüngung auf der Fläche belassen wurde. In 40 % der ausgewerteten Anbaujahre verblieben die oberirdischen Erntereste (Stroh) auf der Fläche.

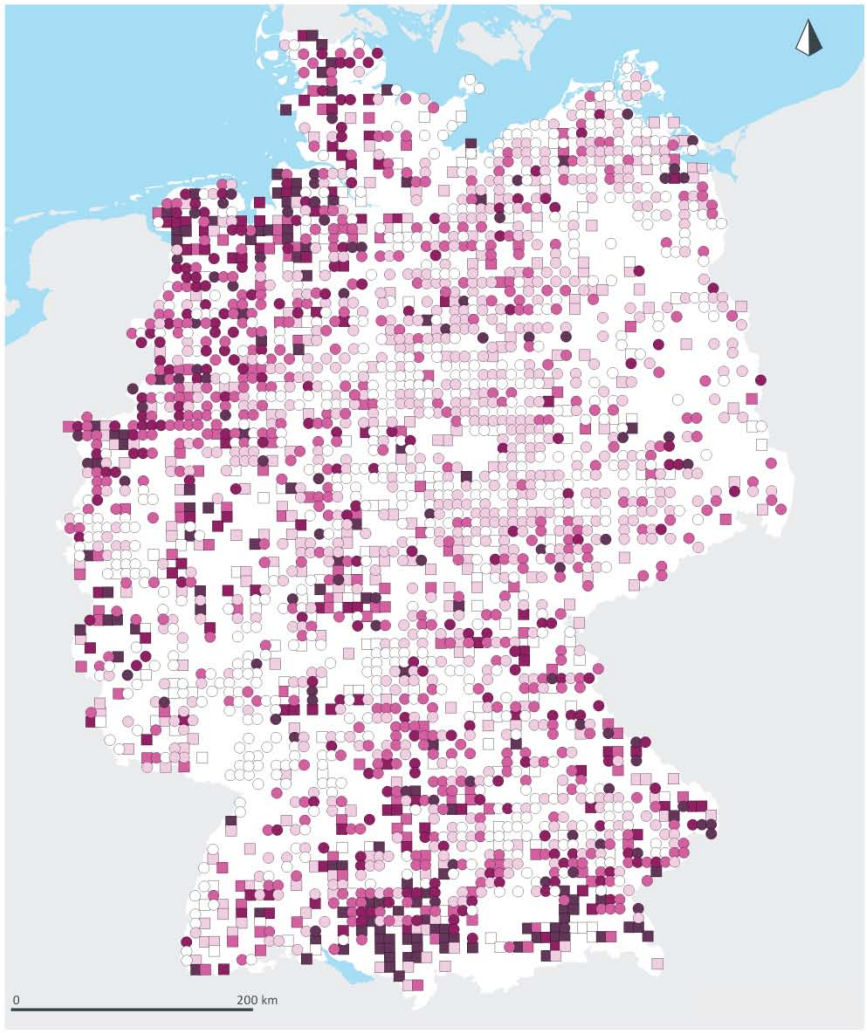
Beprobungspunkte unter Dauergrünlandnutzung mit geringem C_{org}-Eintrag von < 2,3 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (unteres Quantil = 1 %) wurden an Standorten mit geringer Ertragsleistung ohne Mulchschnitt und organischer Düngung festgestellt. Werte von > 7,5 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (oberes Quantil = 99 %) fielen durch Beweidung, hohe Mengen organischer Dünger und hohe Schnitthäufigkeiten auf. Organische Dünger wurden auf 80 % der Beprobungspunkte bzw. in 46 % der 7527 hier ausgewerteten Anbaujahre ausgebracht oder durch weidende Tiere in die Fläche eingetragen.

Organische Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft und Gärreste machten 12 % bzw. 17 % des gesamten C_{org}-Eintrages in deutsche landwirtschaftliche Böden unter Acker- bzw. Dauergrünlandnutzung aus. Hierbei zeichnete sich eine deutliche regionale Verteilung ab (Karte 3-11): Mengen mit > 1,5 t C_{org}-Eintrag aus organischen Düngern tierischer Herkunft und Gärresten kamen verstärkt in den viehhaltenden und grünlanddominierten Regionen im Norden und Nordwesten Deutschlands sowie im Voralpenraum vor. In marktfruchtdominierten Regionen, wie in Ostdeutschland und den Lössregionen, erhielten die landwirtschaftlich genutzten Flächen gar nicht oder nur selten organische Dünger tierischer Herkunft und/oder Gärreste.

Alle C_{org}-Einträge sind mit hohen, allerdings nicht näher quantifizierten Unsicherheiten behaftet, da deren Berechnung auf vielen Annahmen, wie z. B. Korn:Stroh-Verhältnis oder Spross:Wurzel-Verhältnis der einzelnen Kulturarten sowie Faustzahlen zu mittleren Wasser- und C_{org}-Gehalten in organischen Düngern, beruht. Besonders zu dem quantitativ wichtigsten C_{org}-Eintrag, dem wurzelbürtigen Eintrag, besteht akuter Forschungsbedarf. Der Einfluss von Witterung und Bodeneigenschaften auf das Wurzelwachstum ist in den gängigen Schätzmethoden nicht berücksichtigt.

Die den Böden zugeführten organischen Materialien unterscheiden sich in ihrer Qualität und Abbaubarkeit (z. B. C:N-Verhältnis) und der daraus abgeleiteten Humus-Reproduktionswirkung. Durch die Anwendung der für diese Berechnung modifizierten Methodik zur Abschätzung der Humus-Reproduktion nach VDLUFA (Ebertseder et al. 2014) ergab sich ein mittlerer Wert von 1,4 ± 0,5 t Humus-C-Reproduktion ha^{-1} a^{-1} (Abbildung 3-31). Ein Einfluss der Landnutzungsart zeigte sich im Mittel nicht, jedoch wurde die Differenzierung zwischen Acker- und Dauergrünlandnutzung im Bereich der Wurzelbiomasse, die eine besondere Bedeutung für die Humusbildung hat, deutlicher (vgl. Abbildung 3-30).

Karte 3-11: Mittlerer jährlicher Kohlenstoff (C)-Eintrag aus organischer Düngung tierischer Herkunft (Gülle, Jauche, Stallmist, weidende Tiere) sowie aus Gärresten in mineralische Böden unter Acker- (n = 1766) und Dauergrünlandnutzung (n = 522) und Dauergrünlandnutzung aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



THÜNEN

Mittlerer jährlicher C-Eintrag aus organischer Düngung tierischer Herkunft

in Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung in Deutschland; Stand August 2018

mittlerer jährlicher C-Eintrag (t ha^{-1} a^{-1})

- 0
- 0-0,5
- 0,5-1
- 1-1,5
- > 1,5

- Acker
- Dauergrünland

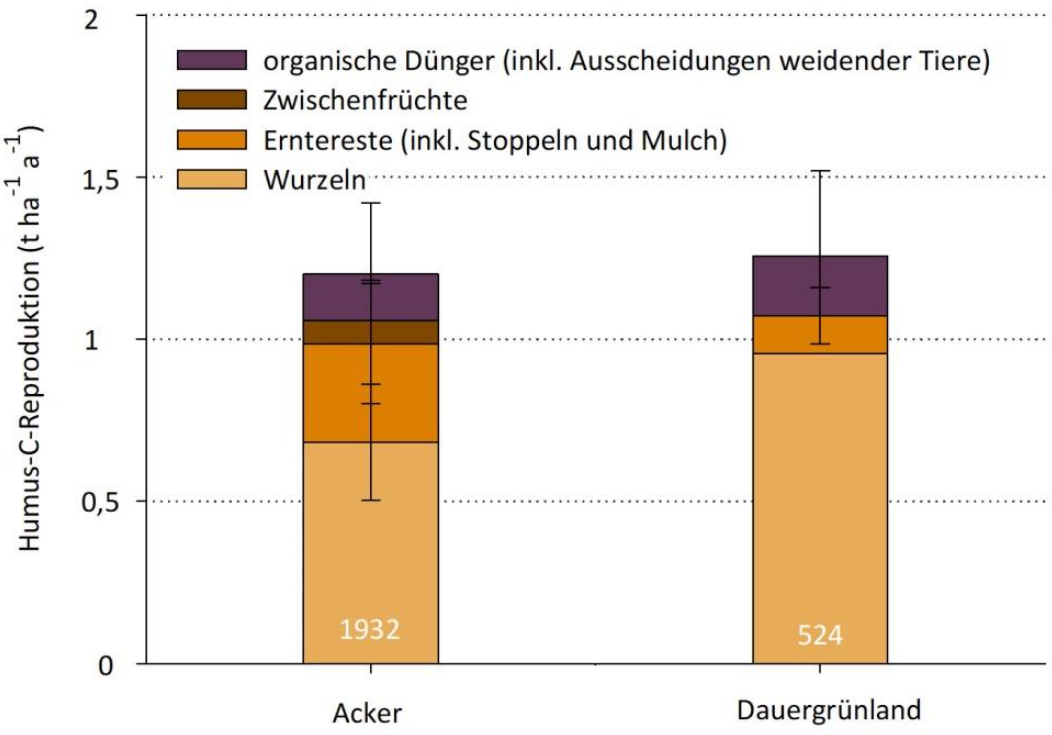
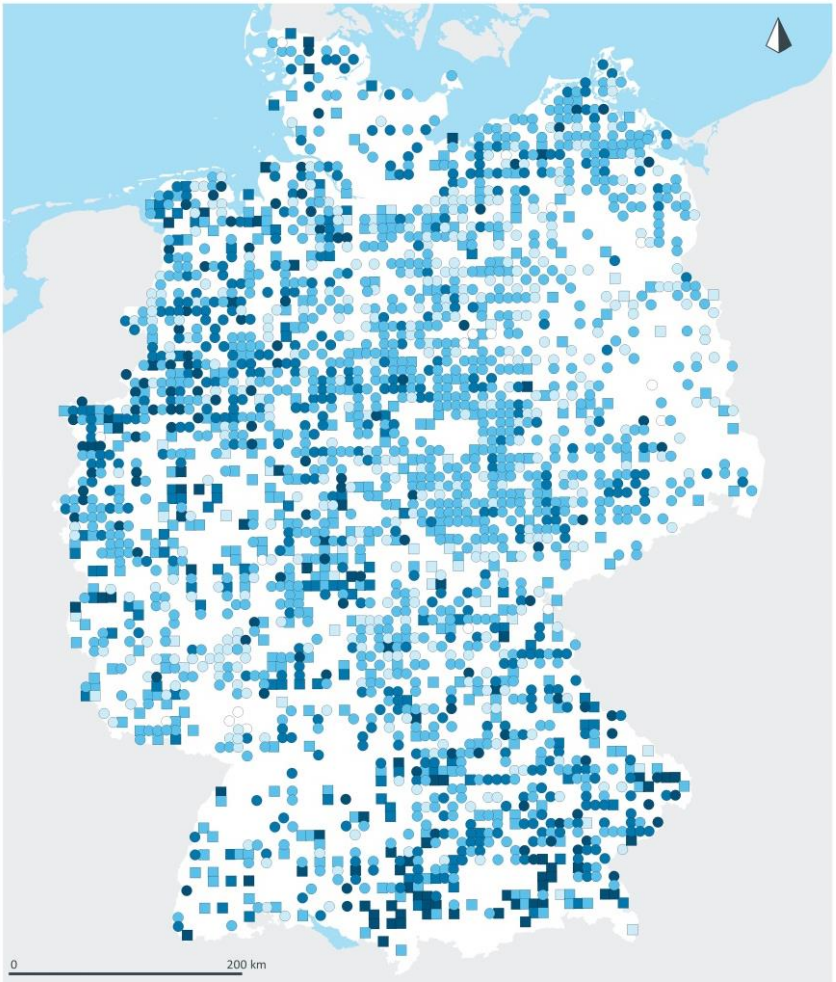


Abbildung 3-31: Mittlere jährliche Reproduktion von Humus-Kohlenstoff (C) aus verschiedenen Quellen in mineralischen Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang

In der Betrachtung der regionalen Verteilung der Humus-Reproduktion durch C_{org}-Eintrag spiegelten sich die Karte der C_{org}-Einträge aus organischen Düngern tierischer Herkunft und Gärresten (Karte 3-12) mit Werten von > 1,5 t Humus-C ha^{-1} a^{-1} sowie ertragsstarke Regionen deutlich wieder. Dies verdeutlicht die Bedeutung der Wirtschaftsdünger sowie der standortbedingten Ertragsleistung für die Humus-Reproduktion.

Karte 3-12: Mittlere jährliche Humus-Reproduktion durch Kohlenstoff (C)-Eintrag in mineralische Böden unter Acker- (n = 1795) und Dauergrünlandnutzung (n = 524) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



THÜNEN

Mittlerer jährlicher Reproduktion an Humus-C aus C-Eintrag

in mineralische Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung in Deutschland; Stand Mai 2018

mittlere jährliche Humus-C Reproduktion (t ha^{-1} a^{-1})

- 0-0,5
- 0,5-1
- 1-1,5
- 1,5-2
- > 2
- Acker
- Dauergrünland

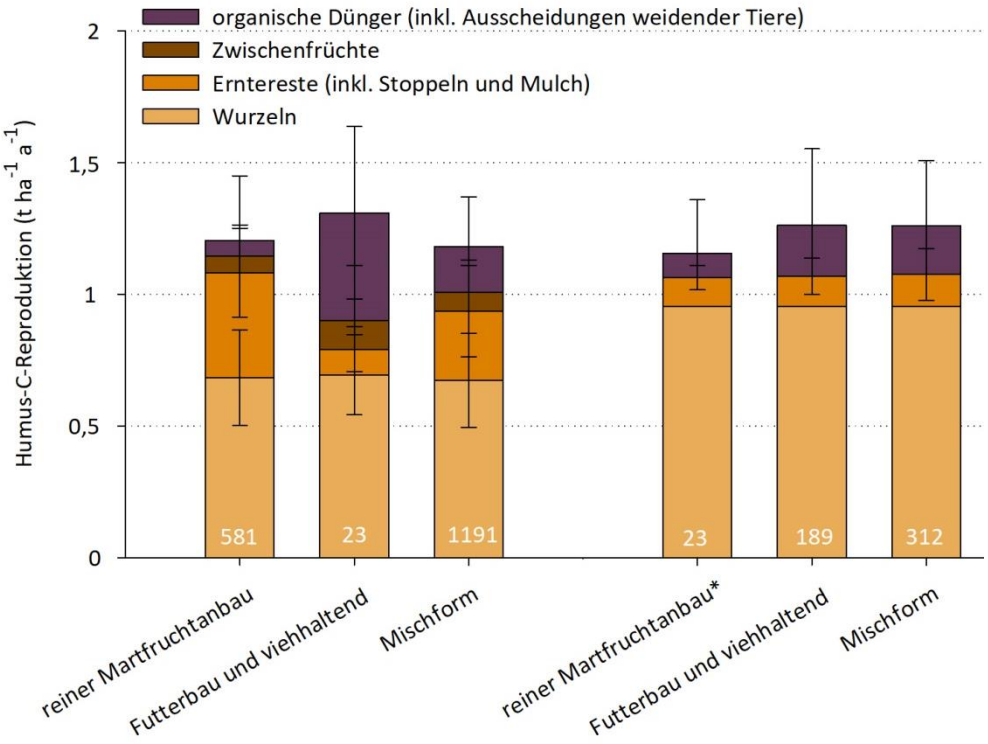


Abbildung 3-32: Mittlere jährliche Reproduktion von Humus-Kohlenstoff (C) aus verschiedenen Quellen und bei verschiedenen Betriebsformen in mineralischen Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang

*Flächen unter Dauergrünlandnutzung reiner Marktfruchtanbaubetriebe kommen dann vor, wenn die Fläche als Weide für Tiere aus der Nachbarschaft oder Pensionsvieh genutzt wird

3.2.6 Landnutzungshistorie und Einfluss auf den Vorrat an organischem Kohlenstoff in Böden

Änderungen der Landnutzungsart in Niedersachsen

Die Analysen zur Änderung der Landnutzungsart beruhten auf Recherchen zur Vornutzung der im Rahmen der BZE-LW beprobten Flächen heutiger mineralischer Böden. Generell zeigten 85 % der Beprobungspunkte mindestens eine Landnutzungsänderung seit dem Zeitraum 1750-1800 (Kurhannoversche Landesaufnahme, Karten des Landes Braunschweig). Damals zeigte die Landnutzungsart an den Beprobungspunkten in Niedersachsen eine deutlich höhere Diversität als heute (Karte 3-13). Während für den Zeitraum 1750-1800 noch zehn verschiedene Landnutzungsarten nachzuweisen waren, waren es zum Zeitpunkt der Beprobung lediglich drei verschiedene Nutzungsarten (Grünlandwechselwirtschaft hier als Form der Ackernutzung kartiert; Tabelle 3-8). Dabei lag der Anteil an Böden unter Ackernutzung in Niedersachsen im Zeitraum 1750-1800 bei 27 % der untersuchten Flächen und stieg bis zum Zeitraum 2011-2012 kontinuierlich auf 79 %. Bis zu Beginn der 1970er Jahre stieg auch der Anteil an Grünlandnutzung auf bis zu 31 % der untersuchten Flächen an, ging dann jedoch bis heute auf 19 % zurück. Die Inanspruchnahme von Flächen für die landwirtschaftliche Nutzung im Zeitraum 1750-1800 und 1870-1910 erfolgte insbesondere durch die Bewirtschaftung ehemaliger Heide- und Offenlandflächen; später – bis in die 1970er Jahre – erfolgte eine Umwandlung von Flächen mit Moorvegetation und Waldflächen in landwirtschaftliche Nutzfläche. Der seither (1970er Jahre) folgende Anstieg der Ackernutzung wurde aus einem Rückgang der Grünlandnutzung generiert.

Karte 3-13: Landnutzungsart der Beprobungspunkte aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in Niedersachsen zu verschiedenen Zeitpunkten; 1750-1800: Kurhannoversche Landesaufnahme, Karten des Landes Braunschweig; 1870-1910: Preußische Landesaufnahme; um 1950: Topographische Karten (TK); um 1970: TK; um 1990: TK; 2011-2012: eigene Kartierung bei Beprobung; Quelle für Karten (sofern verfügbar): Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen

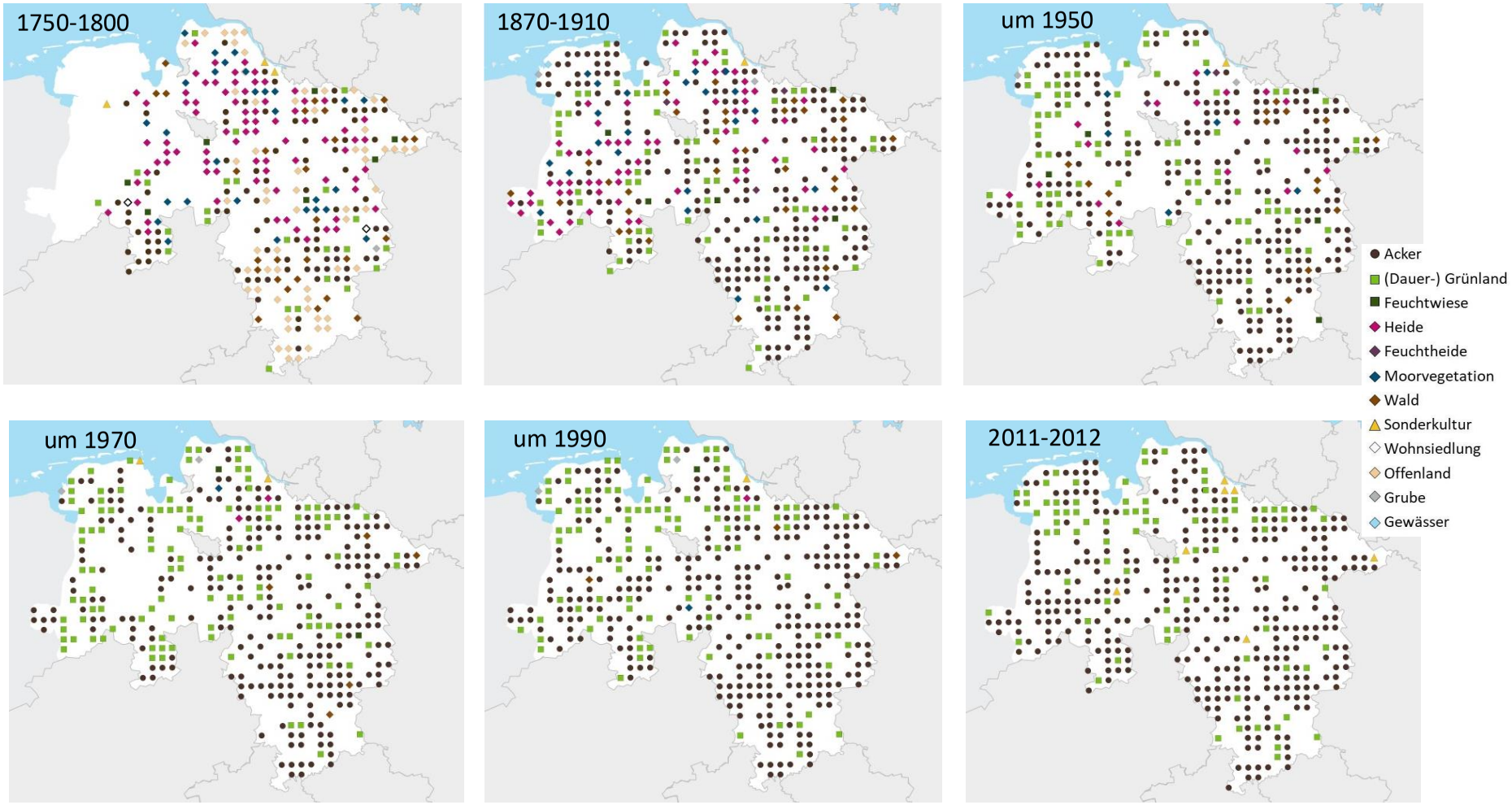


Tabelle 3-8: Verteilung der Landnutzungsart als Anteil am Stichprobenumfang der untersuchten Beprobungspunkte auf mineralischen Böden aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in Niedersachsen; Quellen für Karten (sofern verfügbar): 1750-1800 (Kurhannoversche Landesaufnahme, Karten des Landes Braunschweig), 1870-1910 (Preußische Landesaufnahme), um 1950 (TK = Topographische Karten), um 1970 (TK), um 1990 (TK): Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen, 2011-2012: eigene Kartierung bei Beprobung

	Zeitraum					
	1750-1800 (n = 314)	1870-1910 (n = 430)	um 1950 (n = 385)	um 1970 (n = 381)	um 1990 (n = 424)	2011-2012 (n = 430)
Landnutzungsart	Anteil (%)					
Acker	27	53	66	65	73	79
(Dauer-) Grünland	8	16	22	31	25	19
Feuchtwiese	2	1	1	1	< 1	0
Heide	25	15	4	1	< 1	0
Feuchtheide	0	1	1	0	0	0
Moorvegetation	9	5	2	< 1	< 1	0
Wald	9	8	4	1	1	0
Sonderkultur	1	< 1	< 1	1	< 1	2
Grube, Gewässer, Wohnsiedlung	1	1	1	1	< 1	0
Offenland	19	0	0	0	0	0

Einfluss der Landnutzungshistorie auf Böden unter heutiger Ackernutzung

Es zeigte sich ein Zusammenhang zwischen der Landnutzungshistorie und dem C_{org}-Vorrat im Boden (Abbildung 3-33). Von 314 analysierten Beprobungspunkten unter aktueller Ackernutzung waren 102 (34 %) seit mindestens 1750-1800 dauerhaft Acker (Langzeitacker). So hatten Langzeitäcker mit einem C:N-Verhältnis < 12 einen mittleren C_{org}-Vorrat im Gesamtprofil (0-100 cm) von 89 ± 37 t ha^{-1} (Abbildung 3-33). Dieser war um 22, 26 bzw. 56 t ha^{-1} höher, wenn eine Grünlandvornutzung "bis spätestens 1950", "bis 1970" bzw. "bis 1990" vorlag (Abbildung 3-33, oben links). Je kürzer die Nutzungsänderung von Grünland zu Acker zurücklag, desto höher war der C_{org}-Vorrat und desto dichter lag dieser am Wert der Beprobungspunkte, die als Langzeitgrünländer identifiziert (213 ± 88 t C_{org} ha^{-1}) wurden. Verglichen mit der von Poeplau et al. (2011) ermittelten mittleren Abnahme des C_{org}-Vorrates nach Änderung von Grünland zu Ackerland (-36 ± 5 %; s. a. Abbildung 3-47), können die im Oberboden (0-30 cm) ermittelten Unterschiede im C_{org}-Vorrat des Stratums "aktuelle Ackernutzung mit C:N-Verhältnis < 12" als realistisch bewer-

tet werden (Abbildung 3-34). Die Tatsache, dass der C_{org}-Vorrat in diesem Fall nicht, wie in der Funktion von Poeplau et al. (2011) vorhergesagt, nach 17 Jahren ein neues Fließgleichgewicht erreicht, sondern auch nach mehr als 60 Jahren Ackernutzung tendenziell weiter sinkt, ist dabei nicht unrealistisch: In vereinzelten Studien finden sich Hinweise darauf, dass Ackerböden auch über viele Jahrzehnte relativ konstante C_{org}-Verluste aufweisen können (Johnston et al. 2009).

Der C_{org}-Vorrat in Böden unter aktueller Ackernutzung und mit C:N-Verhältnis > 12 war generell deutlich höher als in solchen mit C:N-Verhältnis < 12. So hatten Langzeitäcker mit C:N-Verhältnis < 12 einen mittleren C_{org}-Vorrat im Gesamtprofil (0-100 cm) von 89 ± 37 t ha^{-1}, während solche mit C:N-Verhältnis > 12 einen mittleren Vorrat von 127 ± 67 t ha^{-1} aufwiesen. Auch in diesem Stratum (C:N-Verhältnis > 12) konnte ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Grünlandvornutzung und der Zeitspanne seit der letzten Umnutzung und dem C_{org}-Vorrat festgestellt werden (Abbildung 3-33, oben rechts). In beiden Straten waren sowohl die relativen, als auch die absoluten Unterschiede zwischen Beprobungspunkten mit Langzeitackernutzung und jenen, die bis 1990 unter Grünlandnutzung waren, ähnlich. Letztere hatten, bezogen auf das Gesamtprofil, im Mittel einen 63 % (C:N-Verhältnis < 12) und 51 % (C:N-Verhältnis > 12) höheren C_{org}-Vorrat. Die Stratifizierung des Datensatzes nach C:N-Verhältnis war demnach sinnvoll und relevant für die Ergebnisdarstellung. Beprobungspunkte mit zusätzlicher Moorvegetations- oder Heidevergangenheit befanden sich fast ausschließlich in den jeweiligen Straten mit C:N-Verhältnis > 12. Ein Vergleich mit der von Poeplau et al. (2011) vorhergesagten C_{org}-Dynamik nach Umwandlung von Grünland zu Acker war in diesem Stratum allerdings nicht möglich, da zu wenig Beprobungspunkte als Langzeitgrünland identifiziert wurden.

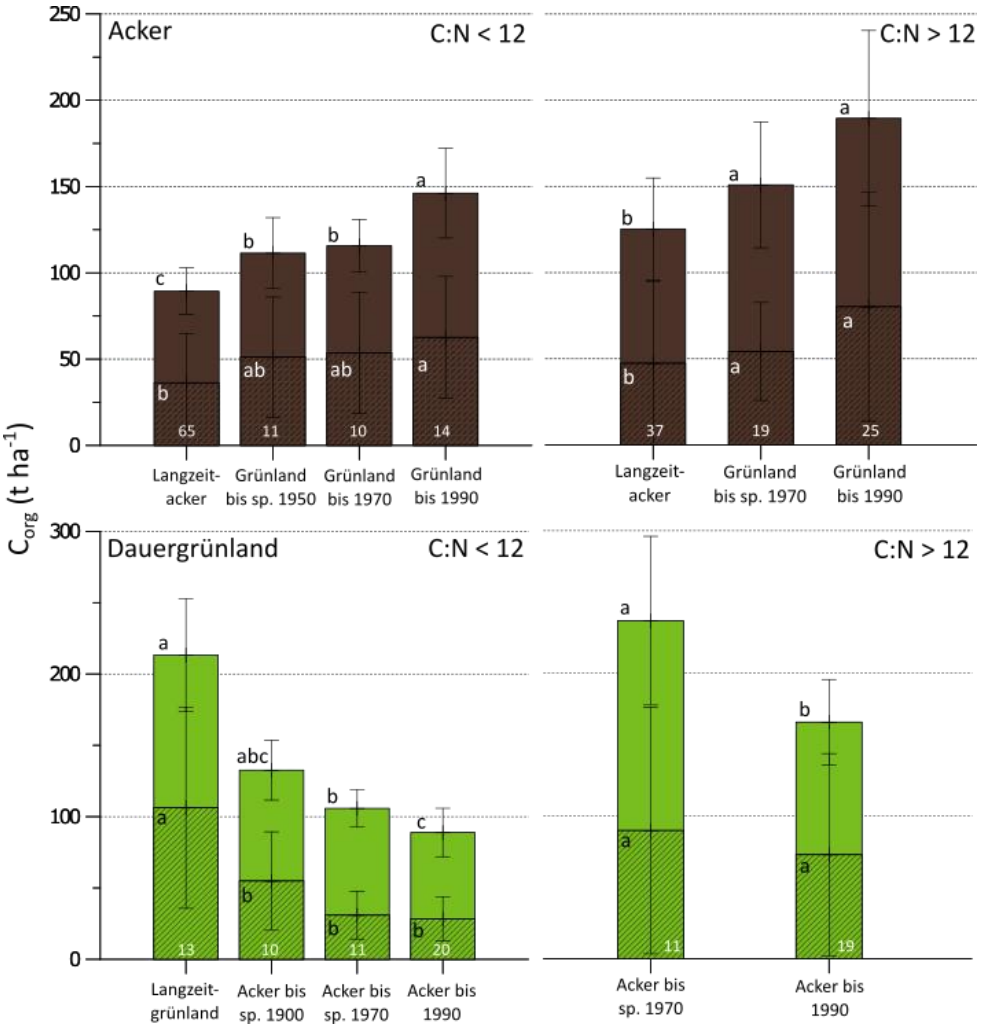


Abbildung 3-33: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Ober- (0-30 cm, dunkel) und Unterboden (30-100 cm, hell) der Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in Niedersachsen bei Vornutzung als Acker bzw. Grünland (sp. = spätestens) und aufgeteilt in die Straten "aktuelle Ackernutzung mit C:N-Verhältnis < 12", "aktuelle Ackernutzung mit C:N-Verhältnis > 12", "aktuelle Dauergrünlandnutzung mit C:N-Verhältnis < 12" und "aktuelle Dauergrünlandnutzung mit C:N-Verhältnis > 12" (C:N = Verhältnis von organischem Kohlenstoff zu Gesamtstickstoff im Boden); Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$; Kolmogorov-Smirnov) zwischen Vornutzungskategorien pro Stratum und Tiefenstufe

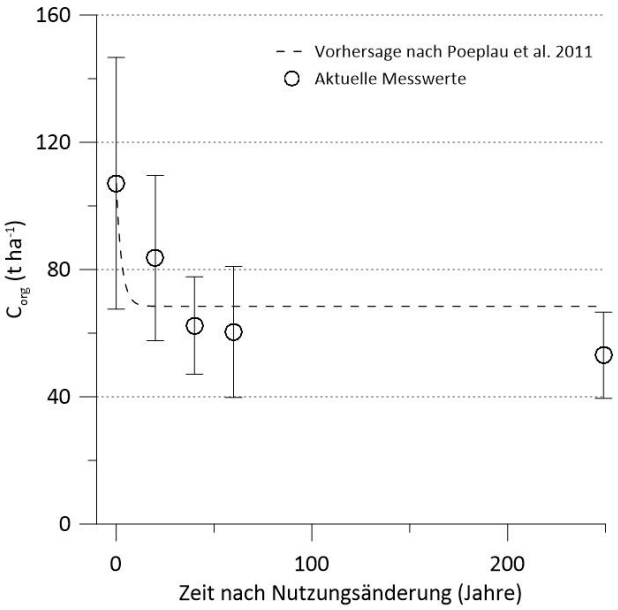


Abbildung 3-34: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden (0-30 cm) unter aktueller Ackernutzung und mit Verhältnis von C_{org} zu Gesamtstickstoff (C:N) < 12 als Funktion der ungefähren Zeit seit Nutzungsänderung von Grünland zu Acker; Messwerte für 119 Beprobungspunkte in Niedersachsen aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (Mittelwert und Standardabweichung) und Vorhersage nach Poeplau et al. 2011

Innerhalb der Beprobungspunkte unter aktueller Ackernutzung mit C:N-Verhältnis < 12 gab es keinen erkennbaren Einfluss von Heide- oder Waldvornutzung auf den C_{org}-Vorrat im Boden (Tabelle 3-9). Ein höherer Vorrat in Böden mit Heidevornutzung wurde aufgrund der biogeochemisch sehr stabilen Streu der Besenheide (*Calluna vulgaris, L.*) erwartet (Springob & Kirchmann 2002, s. a. Kapitel 2.5.1), konnte allerdings nur tendenziell für die Beprobungspunkte, die noch bis 1990 unter Heidenutzung waren und bei aktueller Ackernutzung mit C:N-Verhältnis > 12, festgestellt werden. Im Stratum "aktuelle Ackernutzung mit C:N-Verhältnis < 12" hatten jene Beprobungspunkte mit Heidevornutzung bis spätestens 1950 im Unterboden (30-100 cm) sogar einen signifikant geringeren C_{org}-Vorrat als Langzeitäcker.

Tabelle 3-9: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden der Beprobungspunkte in Niedersachsen der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft bei Vornutzung als Heide bzw. Wald und in den Straten "aktuelle Ackerckernutzung mit C:N-Verhältnis < 12", "aktuelle Ackerckernutzung mit C:N-Verhältnis > 12" und "aktuelle Dauergrünlandnutzung mit C:N-Verhältnis > 12"; Mittelwert und Standardabweichung in Klammern

Stratum	Vornutzungskategorie	C_{org} (t ha^{-1})		
		0-30 cm	30-100 cm	n
Acker, C:N < 12	Heide bis spätestens 1950	54 (14)	24 (17)	16
	Wald bis spätestens 1910	48 (9)	27 (10)	10
Acker, C:N > 12	Heide bis spätestens 1910	80 (27)	43 (31)	25
	Heide bis spätestens 1990	88 (22)	83 (94)	10
	Moorvegetation bis spätestens 1970	93 (24)	65 (57)	10
	Wald bis spätestens 1990	57 (19)	35 (31)	13
Dauergrünland, C:N > 12	Heide bis spätestens 1970	119 (58)	70,6 (66)	11

Die Tatsache, dass Böden unter aktueller Ackernutzung und mit Waldvornutzung (C:N-Verhältnis < 12 und > 12) einen tendenziell geringeren C_{org}-Vorrat aufwiesen als Langzeitäcker war ebenfalls unerwartet, da in mineralischen Böden unter Wäldern häufig ein ähnlich hoher Vorrat wie in Böden unter Dauergrünlandnutzung bei vergleichbaren Standorteigenschaften festgestellt wurden (Lettens et al. 2005, Poeplau & Don 2013). Anhand der mittleren Bodeneigenschaften der hier ausgewerteten Beprobungspunkte (Tabelle 2-7) konnte kaum ein Unterschied zwischen Waldvornutzung und anderen Vornutzungskategorien festgestellt werden. Selbst der FBV in 0-30 und 30-100 cm unterschied sich kaum – es ist also nicht von geringmächtigeren oder grobbodenreicheren Böden in der Vornutzungskategorie "Wald" auszugehen. Es ist dennoch wahrscheinlich, dass es sich bei jenen Beprobungspunkte um Marginalstandorte handelt, da sie, gemessen an der gesamten Besiedlungszeit Niedersachsens, erst in jüngster Vergangenheit (um 1800 oder später) in eine Ackernutzung überführt wurden. Die Tatsache, dass vor allem im Unterboden ein geringerer C_{org}-Vorrat in Waldböden als in Langzeitäckern beobachtet wurde, ist zudem ein Anzeichen für einen nicht weiter quantifizierbaren Standorteffekt. Der Einfluss einer ehemaligen Moorvegetation konnte nur im Stratum "aktuelle Ackernutzung mit C:N-Verhältnis > 12" festgestellt werden: Der mittlere C_{org}-Vorrat war in diesen Böden im Vergleich zu den Langzeitäckern deutlich, allerdings nicht signifikant, erhöht (Tabelle 3-9, Abbildung 3-33).

Einfluss der Landnutzungshistorie auf Böden unter heutiger Dauergrünlandnutzung

Der Anteil jener Beprobungspunkte, die seit 1800 durchgehend unter Grünlandnutzung waren (Langzeitgrünländer), war mit 15 % (19 von 127 Beprobungspunkten) deutlich geringer als der Anteil der Langzeitäcker. Im Stratum "aktuelle Dauergrünlandnutzung mit C:N-Verhältnis < 12" zeigten Böden mit Ackervornutzung ein sehr ähnliches Bild wie für Beprobungspunkte unter aktueller Ackernutzung mit Grünlandvornutzung: Je länger die Ackervornutzung zurücklag, desto mehr näherte sich der mittlere C_{org}-Vorrat im Boden jenem der Langzeitgrünländer an (Abbildung 3-33). Auch nach mehr als 100 Jahren Grünlandnutzung war der mittlere C_{org}-Vorrat im Boden mit Ackervornutzung geringer: So war der mittlere C_{org}-Vorrat in Böden, die seit 1870-1910 als Grünland genutzt wurden, mit 130 t C_{org} ha^{-1} um 39 % niedriger als jener von Langzeitgrünländern. Beprobungspunkte unter aktueller Dauergrünlandnutzung, die unterdessen bis 1990 unter Ackernutzung waren, hatten einen mit den Langzeitäckern identischen mittleren C_{org}-Vorrat (89 t ha^{-1}). Die Höhe der Unterschiede, sowie die Zeitspanne der Wirkung der letzten Vornutzung lagen dabei zumindest im Oberboden in einem realistischen Bereich: Poeplau et al. (2011) ermittelten anhand von Literaturstudien einen mittleren zeitlichen Verlauf der Änderung des C_{org}-Vorrates im Boden nach Wechsel von Acker- zu Grünlandnutzung und konnten nach etwa 120 Jahren kein neues Fließgleichgewicht feststellen (s. a. Abbildung 3-47). Zudem hatte sich der C_{org}-Vorrat im Oberboden in dieser Zeitspanne in etwa verdoppelt. Wie in Abbildung 3-35 dargestellt, würde jene Funktion von Poeplau et al. (2011) zur Vorhersage der mittleren Änderung des C_{org}-Vorrates Umnutzung von Acker zu Dauergrünland in diesem Stratum (C:N-Verhältnis < 12) den Effekt der Landnutzungsänderung leicht überschätzen. Der zeitliche Verlauf, also die stetige Akkumulation von C_{org} in Böden unter Dauergrünland mit Ackervornutzung, über mehr als 100 Jahre stimmte allerdings mit dem Verlauf der Vorhersage nach Poeplau et al. (2011) überein. Somit ist, trotz des etwas höheren Tongehaltes der Langzeitgrünländer im Vergleich zu den übrigen Vornutzungskategorien (Tabelle 2-7), ein Effekt der Landnutzungshistorie wahrscheinlich. Der sehr hohe C_{org}-Vorrat im Unterboden der Langzeitgrünländer lässt sich jedoch nur durch den verstärkten Einfluss von Grundwasser erklären (s. a. Kapitel 3.2.4.3). Bei einer näherungsweisen Mittelung der Grundwasserstufe hatten Langzeitgrünländer einen Wert von 3,8 (Tabelle 2-7), während jene Beprobungspunkte unter aktueller Dauergrünlandnutzung, die bis 1990 Acker waren, eine mittlere Grundwasserstufe von 5,3 aufwiesen. Ein niedriger Wert repräsentiert hierbei mittlere Grundwasserstände, die flach unter der Geländeoberfläche liegen (s. a. Tabelle A1). Tatsächlich handelte es sich bei einem Großteil der Langzeitgrünländer um Gleye, Vegen und Flussmarschen, welche ungeeignet für die ackerbauliche Nutzung sind. Aus dem erhöhten Tongehalt (27 %) der Langzeitgrünlandböden lässt sich zusätzlich ableiten, dass tendenziell vor allem schwerere Böden Niedersachsens bislang nicht ackerbaulich genutzt wurden. An diesem Beispiel wird besonders deutlich, dass der Einfluss der Landnutzungshistorie auf den C_{org}-Vorrat im Boden mehr oder weniger stark von Standorteigenschaften überlagert wird.

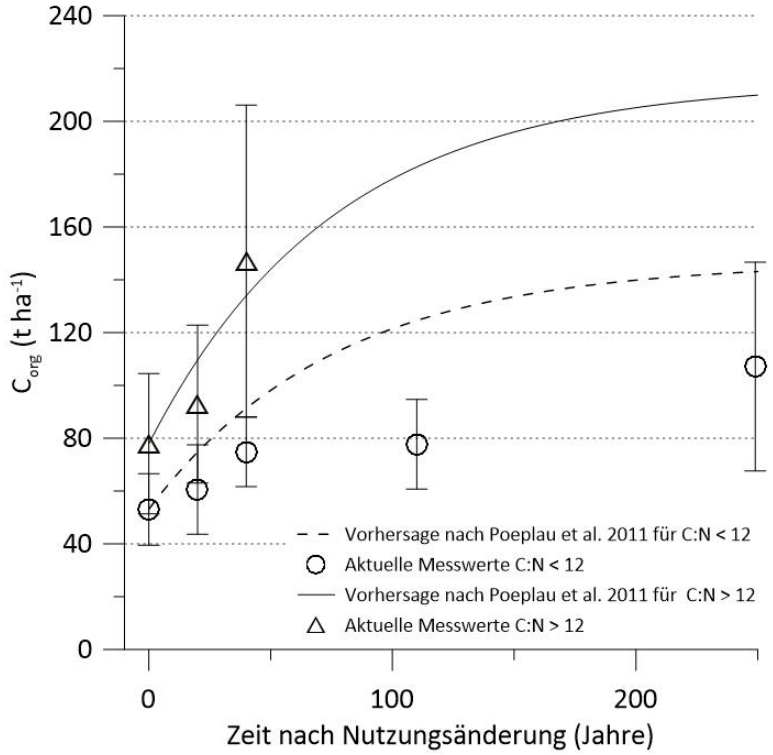


Abbildung 3-35: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Oberboden (0-30 cm) mineralischer Böden unter aktueller Dauergrünlandnutzung und mit unterschiedlichem Verhältnis von C_{org} zu Gesamtstickstoff (C:N) als Funktion der ungefähren Zeit seit Nutzungsänderung von Acker zu Dauergrünland; Messwerte in Niedersachsen aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (Mittelwert und Standardabweichung) und Vorhersage nach Poeplau et al. 2011

Für Deutschland wurde ein mittlerer C_{org}-Vorrat im Oberboden (0-30 cm) von 61 t ha^{-1} (Ackernutzung) und 88 t ha^{-1} (Dauergrünlandnutzung) ermittelt (s. Kapitel 3.2.2). Es ist nicht bekannt, ob es sich dabei um einen Vorrat im Fließgleichgewicht handelt (s. a. Kapitel 2.5.6) oder ob Veränderungen des C_{org}-Vorrates aufgrund historischer Landnutzung, Landnutzungsänderung oder Inkulturnahme von Böden noch immer anhalten. Bodenkohlenstoffmodelle können beitragen, diese Frage zu beantworten (s. a. Kapitel 3.2.9).

Im Stratum der Beprobungspunkte "aktuelle Dauergrünlandnutzung mit C:N-Verhältnis > 12" konnten nicht mehr als drei Vornutzungskategorien ausgewiesen werden: "Acker bis spätestens 1970", "Acker bis 1990" und "Heide bis spätestens 1990". Die zeitliche Dynamik des C_{org}-Vorrates war auch hier deutlich erkennbar: So lag der mittlere Vorrat der Böden unter Dauergrünlandnutzung mit Ackervornutzung bis 1970 bei 236 ± 128 t C_{org} ha^{-1}, während jene mit Ackervornutzung bis 1990 einen mittleren Vorrat von 165 ± 90 t C_{org} ha^{-1} aufwiesen. Ähnlich den Beprobungspunkten unter aktueller Ackernutzung, hatte die Heidevornutzung (190 t C_{org} ha^{-1}) auch Böden unter aktueller Dauergrünlandnutzung keinen deutlichen Einfluß auf den mittleren C_{org}-Vorrat.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass die Landnutzungshistorie über sehr lange Zeiträume hinweg auf den C_{org}-Vorrat in Böden wirken kann. Auch wenn im Rahmen dieser Auswertung keine eindeutige Trennung zwischen den Einflüssen von Nutzungshistorie und Standorteigenschaften möglich ist, verdeutlichen die Ergebnisse, dass für die Bewertung sowohl des bestehenden C_{org}-Vorrates als auch dessen potentieller Veränderung (s. a. Kapitel 3.2.9) Kenntnisse über die Landnutzungshistorie und die damit einhergehende Beeinflussung der Bodengenese erforderlich sind.

3.2.7 Ursachen für die Variabilität des Vorrates an organischem Kohlenstoff im Boden

Die Einflussgrößen für die räumliche Variabilität des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden ist stark abhängig von der betrachteten Skalenebene (Conant & Paustian 2002): Auf der Ebene eines einzelnen landwirtschaftlichen Betriebes ergeben sich in der Regel anderer Einflussgrößen und relative Bedeutungen als bei regionaler Betrachtung und auf nationaler, kontinentaler oder globaler Skalenebene. Zusätzlich stehen bei solchen Betrachtungen unterschiedliche Einflussgrößen für die Analyse zu Verfügung, was die Vergleichbarkeit von Studien weiter einschränkt. Hier wurde die Skalenebene „Deutschland“ betrachtet. Diese umfasst alle landwirtschaftlich genutzten mineralischen Böden. Die Einflussgrößen wurden für verschiedene Bodentiefen, differenziert für Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung sowie für alle landwirtschaftlich genutzten Böden gemeinsam analysiert.

Die Variabilität des C_{org}-Vorrates im Oberboden konnte durch die *cforest*-Modelle besser vorhergesagt und beschrieben werden als die im Unterboden: Der Anteil der durch die Einflussgrößen erklärten Varianz (Effizienz der Modellvalidation) lag zwischen 64 % in 0-10 cm Tiefe (Tabelle 3-10) und 21 % in 70-100 cm Tiefe (nicht gezeigt) bei Vorhersage des Validationsdatensatzes. Der Algorithmus war in der Lage relevante Einflussgrößen für die Variabilität zu ermitteln. Da die Einflussgrößen bezüglich des C_{org}-Vorrates im Unterboden bislang nicht bis ins Detail erforscht sind (Rumpel & Kögel-Knabner 2011), war die geringere Modellgüte für den Unterboden zu erwarten und wurde in ähnlichen Studien an anderen Standorten ebenfalls gefunden (Gray et al. 2015, Hobley et al. 2015, Wiesmeier et al. 2013). Möglicherweise ist die geringe Modellgüte für den Unterboden durch eine hohe kleinräumige Heterogenität am Beprobungspunkt, die sich in den in Kapitel 3.2.8 dargestellten Ergebnissen zeigte, bedingt.

Tabelle 3-10: Die jeweils sechs wichtigsten Einflussgrößen der Kategorien Landnutzungsart und Flächenbewirtschaftung (L&F), Standort (S), Klima (K) zur Erklärung der deutschlandweiten Variabilität im Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) mineralischer Böden in verschiedenen Tiefenstufen und unter verschiedener Landnutzungsart (0-10 cm Acker: n = 1851; 0-10 cm Dauergrünland n = 594; 0-30 cm Acker: n = 1828; 0-30 cm Dauergrünland n = 580, 30-100 cm: n = 2176) Effizienzen der Modellkalibration mittels *cforest* auf Grundlage der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; zur Beschreibung der Einflussgrößen (s. a. Tabelle A10)

Landnutzungsart	Tiefenstufe (cm)	wichtigste Einflussgrößen	Effizienz Kalibration (%)	Effizienz Validierung (%)
Acker und Dauergrünland	0-10	Landnutzungsart (L&F) Tongehalt (S) C_{org}-Eintrag Wurzeln (L&F) Grundwasserstufe (S) kohlenstoffreicher Horizont (S)* Gefügeform (S)	75	64
	0-30	Landnutzungsart (L&F) Grundwasserstufe (S) Tongehalt (S) kohlenstoffreicher Horizont (S) Bodenausgangsmaterial (S) Jahresniederschlag (K)	62	46
	30-100	Stratigraphie (S) Bodenausgangsmaterial (S) kohlenstoffreicher Horizont (S) Sandgehalt (S) Tongehalt (S) Wurzelgehalt (S)	55	38

Fortsetzung Tabelle 3-10

Landnutzungsart	Tiefenstufe (cm)	wichtigste Einflussgrößen	Effizienz Kalibration (%)	Effizienz Validierung (%)
Acker	0-10	Tongehalt (S) Grundwasserstufe (S) Landnutzungsänderung (BZE-LW Fragebogen; L&F) historische Landnutzung (Preußische Landesaufnahme; L&F) Sandgehalt (S) Jahresniederschlag (K)	55	35
	0-30	Grundwasserstufe (S) Tongehalt (S) Jahresniederschlag (K) historische Landnutzung (Preußische Landesaufnahme; L&F) Sandgehalt (S) Landnutzungsänderung (BZE-LW Fragebogen; L&F)	56	37
Dauergrünland	0-10	Tongehalt (S) kohlenstoffreicher Horizont (S) Grundwasserstufe (S) Sandgehalt (S) Bodenfeuchte (K) pH-Wert	48	33
	0-30	kohlenstoffreicher Horizont (S) Tongehalt (S) Grundwasserstufe (S) Reliefformtyp (S) Hangneigung (S) Sandgehalt (S)	52	33

*kohlenstoffreiche Horizonte (C_{org}-Gehalt ≥ 87 g kg^{-1}) können auch in mineralischen Böden auftreten

Der Einfluss aller Variablen aus den drei Kategorien „Landnutzungsart und Flächenbewirtschaftung“, „Standort“ und „Klima“ war in den verschiedenen Tiefenstufen unterschiedlich stark ausgeprägt, was mit anderen Studien übereinstimmt (Hobley & Wilson 2016, Wiesmeier et al. 2014a). So wurde deutlich, dass die Landnutzungsart (Acker bzw. Dauergrünland; s. Kapitel 2.5.1) bei weitem der wichtigste Einflussfaktor für die Variabilität des C_{org}-Vorrates im Oberboden war (Tabelle 3-10). Auch der mittlere jährliche C_{org}-Eintrag durch Wurzeln (s. a. Kapitel 3.2.5) war eine wichtige Einflussgröße aus der Kategorie „Landnutzungsart und Flächenbewirtschaftung“. Alle übrigen, als wichtig identifizierten Einflussgrößen in dieser Tiefenstufe fielen in die Kategorie

„Standort“: Die Textur des Bodens, die in der Geländeaufnahme ermittelte Grundwasserstufe, das Vorhandensein von kohlenstoffreichen Horizonten (C_{org}-Gehalt ≥ 87 g kg^{-1}) sowie das Bodengefüge hatten Einfluss auf die Variabilität des C_{org}-Vorrates. In 10-30 cm Tiefe wurde der höchste Anteil der Variabilität durch Einflussgrößen der Kategorie „Standort“ erklärt, während der Einfluss von Variablen der Kategorien „Klima“ und „Landnutzungsart und Flächenbewirtschaftung“ weitaus geringer war (nicht gezeigt).

Mit zunehmender Bodentiefe wurde der Einfluss der Variablen in der Kategorie „Standort“ für die Erklärung der Variabilität des C_{org}-Vorrates immer höher, vor allem die Variablen „geologische Stratigraphie“, „Bodenausgangsmaterial“ und „Bodentextur“. Der Einfluss der Variablen der Kategorie „Landnutzungsart und Flächenbewirtschaftung“ nahm hingegen mit zunehmender Tiefenstufe ab (von > 60 % Anteil an erklärter Varianz auf < 5 %; nicht gezeigt). Variablen in der Kategorie „Klima“, wie beispielsweise der mittlere Jahresniederschlag und die Bodenfeuchte, hatten im Oberboden noch geringen Anteil an der Erklärung der Gesamtvarianz (< 10 %), während sie im Unterboden überhaupt nicht mehr relevant waren bei der Erklärung der Variabilität (Tabelle 3-10).

Bei separater Betrachtung geteilt nach der aktuellen Landnutzungsart (Acker bzw. Dauergrünland) in der Tiefenstufe 0-10 cm fiel auf, dass die historische Landnutzung der Beprobungspunkte die Variabilität des C_{org}-Vorrates auf Standorten unter Ackernutzung beeinflusste, während dies bei Beprobungspunkten unter Dauergrünland nicht der Fall war (Tabelle 3-10).

Einflussgrößen der Kategorie „Landnutzungsart und Flächenbewirtschaftung“

Die Landnutzungsart (Acker bzw. Dauergrünland) der Beprobungspunkte war im Oberboden die wichtigste Einflussgröße auf die Variabilität des C_{org}-Vorrates, während sie im Unterboden keine Rolle zur Vorhersage der Variabilität spielte. Dies zeigt, dass die Flächenbewirtschaftung in erster Linie den C_{org}-Vorrat im Oberboden beeinflusst, wohingegen dies in Unterböden so nicht generell der Fall ist. Eine Ausnahme bilden Beprobungspunkte, die tiefgepflügt wurden (s. a. Kapitel 3.2.10.3). Der mittlere jährliche C_{org}-Eintrag in den Boden durch Wurzeln als wichtige Einflussgröße steht im Oberboden in engem Zusammenhang mit der Landnutzungsart, da der C_{org}-Eintrag durch Wurzeln unter Dauergrünlandnutzung im Mittel höher war als unter Ackernutzung (s. Kapitel 3.2.5). Der Einfluss anderer Parameter der Flächenbewirtschaftung auf die Variabilität des C_{org}-Vorrates auf der Skalenebene „Deutschland“ war zu vernachlässigen (nicht gezeigt). Dies scheint erstaunlich, da in Studien, die in kleineren Gebieten den Einfluss der Flächenbewirtschaftung untersuchten, häufig signifikante Effekte von Düngung, Fruchtfolge auf den C_{org}-Vorrat auftraten (Sleutel et al. 2008, Springob et al. 2001, Springob et al. 2002).

In Oberböden war auch die historische Landnutzungsart der Beprobungspunkte eine signifikante Einflussgröße auf die Variabilität des C_{org}-Vorrates. Bei der durch die Landwirte im Fragebogen berichteten Landnutzungshistorie hatten Böden unter Ackernutzung, die eine Vergangenheit unter Grünlandnutzung oder Heidenutzung hatten, signifikant höheren C_{org}-Vorrat als Ackerböden,

für die keine historischen Landnutzungsänderungen berichtet wurden (beide $p \leq 0{,}001$; nicht gezeigt). Der höhere C_{org}-Vorrat auf ehemaligen Heideböden lässt sich möglicherweise durch einen höheren Anteil an stabilem C_{org} in diesen Böden erklären (Springob & Kirchmann 2002; s. a. Kapitel 2.5.1, 3.2.6). Auch die Landnutzungsart zu Zeiten der Preußischen Landesaufnahme (1840-1940) war eine wichtige Einflussgröße auf die heutige Variabilität des C_{org}-Vorrates im Oberboden: Böden unter Ackernutzung, die damals als Moor oder Heide kartiert wurden, wiesen heute noch signifikant höheren Vorrat auf als Böden unter Ackernutzung, die auch damals schon als Äcker kartiert wurden (beide $p \leq 0{,}001$; nicht gezeigt; s. a. Kapitel 3.2.6).

Einflussgrößen der Kategorie „Standort“

Die Textur des Bodens war in allen Tiefenstufen eine wichtige Einflussgröße für die Variabilität des C_{org}-Vorrates (s. a. Kapitel 3.4). Dieser Einfluss ist zum großen Teil zurückzuführen auf den Tongehalt des Bodens, welcher in allen Tiefenstufen eine signifikant positive Korrelation mit der Höhe des C_{org}-Vorrates aufwies. Diese Korrelation ist im Oberboden stärker als im Unterboden und für Böden unter Dauergrünlandnutzung stärker als für Böden unter Ackernutzung (nicht gezeigt). Die positive Korrelation zwischen Tongehalt und C_{org}-Vorrat wurde in Böden weltweit gefunden (Meersmans et al. 2008, 2012, Tan et al. 2004). Sie wird darauf zurückgeführt, dass tonige Böden C_{org} durch Bindungen an den Oberflächen der Tonminerale und durch Einschluss in Aggregaten stabilisieren können (Hassink 1997). Im Datensatz waren einige mineralische Böden, die vereinzelte kohlenstoffreiche (C_{org}-Gehalt ≥ 87 g kg^{-1}) Zwischenhorizonte aufwiesen, enthalten. Das Vorkommen eines solchen Horizontes war in allen Tiefenstufen eine relevante Einflussgröße für die Variabilität des C_{org}-Vorrates mit signifikant höherem Vorrat in Böden, in denen ein kohlenstoffreicher Horizont vorhanden war ($p \leq 0{,}001$ in allen Tiefenstufen; nicht gezeigt).

Auch der Wasserhaushalt des Bodens hatte Einfluss auf die Variabilität des C_{org}-Vorrates: Die im Feld kartierte Grundwasserstufe gibt nicht nur Aufschluss über den aktuellen Wasserstand, sondern beschreibt die langfristige Grundwasserdynamik im Bodenprofil. Auch sie wurde in allen Tiefenstufen als wichtige Einflussgröße identifiziert. Insgesamt wies die Grundwasserstufe einen signifikant negativen Zusammenhang mit dem C_{org}-Vorrat auf; das heißt je höher das Grundwasser im Bodenprofil anstand, desto höher war der C_{org}-Vorrat – vermutlich auf Grund einer verminderten Umsetzung von organischer Substanz durch Sauerstoffmangel (nicht gezeigt). Auch das Relief am Beprobungspunkt war zwar nicht unter den sechs wichtigsten Einflussgrößen, hatte aber signifikanten Einfluss auf den C_{org}-Vorrat: Im Oberboden in tiefen Lagen war er signifikant höher als an Hängen und in Kulminationsbereichen (beide $p \leq 0{,}001$; nicht gezeigt). Dieser Unterschied war im Unterboden zwar auch vorhanden, aber nicht mehr signifikant. Dies lässt sich wahrscheinlich indirekt mit der Bodenerosion in Hanglangen und Ablagerung in liefen Lagen erklären. Die Erosion wurde zwar nicht direkt als Einflussgröße untersucht, da das Probenahmedesign nicht entsprechend ausgerichtet war, aber niedrigerer Vorrat an organischer Substanz an Erosions- und höherer an Depositionsstandorten bestätigen rezente Untersuchungsergebnisse aus Erosionsstudien (Doetterl et al. 2012).

Auch das Bodenausgangsmaterial wurde sowohl im Oberboden als auch im Unterboden als wichtige Einflussgröße identifiziert. Dieser Einfluss ist hauptsächlich auf das Vorhandensein von vereinzelten kohlenstoffreichen Horizonten (C_{org}-Gehalt ≥ 87 g kg^{-1}) zurückzuführen, was sich darin zeigte, dass der C_{org}-Vorrat von mineralischen Böden aus der Legendeneinheit „Moor- und Humusbildungen“ in allen Tiefenstufen signifikant höher war als die der übrigen Bodenausgangsmaterialien, ($p \leq 0{,}001$ in allen Tiefenstufen; nicht gezeigt). Beprobungspunkte, die auch konsistent einen hohen C_{org}-Vorrat aufwiesen, hatten als Bodenausgangsmaterial metamorphe Festgesteine, Meeres- und Küstenablagerungen, Fluss- und Seeablagerungen sowie anthropogene Bildungen. Das Bodenausgangsmaterial bestimmt die Mineralogie sowie die Textur des Bodens und damit auch seine Fähigkeit C_{org} zu speichern (Six et al. 2002). Der erhöhte C_{org}-Vorrat in Böden aus Meeres-, Küsten-, Fluss- und Seeablagerungen könnten durch den mit der Sedimentation eingetragenen C_{org} und die oft feinkörnige Textur erklären. Eng mit dem Bodenausgangsmaterial verbunden ist die Stratigraphie des Bodens, welche in Unterböden die wichtigste Einflussgröße auf den C_{org}-Vorrat war: Substrate, die dem Holozän zugeordnet wurden, wiesen einen signifikant höheren C_{org}-Vorrat im Boden auf als Substrate, die aus anderen stratigraphischen Einheiten stammten ($p \leq 0{,}01$ für 30-100 cm Tiefe; nicht gezeigt). Dies kann möglicherweise dadurch erklärt werden, dass holozänes Material häufig aus Kolluvien oder fluvialen Sedimenten besteht. Auch bei anderen Studien mit größeren Untersuchungsgebieten wurde mit zunehmender Bodentiefe ein höherer Anteil der Variabilität des C_{org}-Vorrates im Boden durch die Stratigraphie erklärt (z. B. Hobley et al. 2015).

Einflussgrößen der Kategorie “Klima”

Unter den Klimavariablen war der mittlere Jahresniederschlag an den Beprobungspunkten die relevanteste Einflussgröße auf den C_{org}-Vorrat. Erhöhte Niederschlagsraten hatten signifikant positiven Effekt auf den Vorrat im Oberboden ($p \leq 0{,}001$), erklärten jedoch nur < 5 % der Gesamtvarianz des C_{org}-Vorrates. Auch die mittlere Bodenfeuchte der Sommermonate, welche mit dem Niederschlag eng in Beziehung steht, wies in 0-10 cm Tiefe diesen signifikant positiven Effekt auf den Vorrat auf ($p \leq 0{,}001$; nicht gezeigt), aber auch sie erklärte nur einen geringen Teil der Gesamtvarianz (< 5 %). Der positive Zusammenhang zwischen Niederschlag und C_{org}-Vorrat kann teilweise auf eine steigende Produktivität der Pflanzen bei steigenden Niederschlagsraten und somit einem höheren C_{org}-Eintrag in den Oberboden (Sala et al. 1988) zurückgeführt werden. Dieser positive Zusammenhang wurde kürzlich auch für französische Oberböden gefunden (Meersmans et al. 2012). Insgesamt war der Anteil an der Gesamtvarianz des C_{org}-Vorrates, der durch Einflussgrößen der Kategorie “Klima” erklärt werden konnte, im Gegensatz zu anderen Studien relativ gering.

Interaktion der Kategorien untereinander

Die Landnutzungsart (Acker bzw. Dauergrünland) ist nicht als reine Einflussgröße der Kategorie „Landnutzungsart und Flächenbewirtschaftung“ anzusehen, da die Entscheidung über die jeweilige Landnutzungsart häufig auf den Standorteigenschaften (z. B. Klima, Steingehalt, Hydromor-

phie) basiert. So ist es schwierig einen Einfluss der Bewirtschaftung auf regionaler Skalenebene nachzuweisen, da die Standorteigenschaften sehr unterschiedlich sein können und den Einfluss der Bewirtschaftung teilweise oder ganz überdecken können – im Gegensatz zu Studien an einem Standort, wo andere mögliche Einflussgrößen konstant gehalten werden. Zum anderen waren detaillierte Daten zur Flächenbewirtschaftung nur für die zurückliegenden zehn Jahre vor der Beprobung vorhanden (s. a. Kapitel 2.3), was in Bezug auf die Dynamik des C_{org} im Boden eher kurzer Zeitraum ist. Die langfristigen Effekte, wie Landnutzungshistorie und Erosion, scheinen einen größeren Einfluss auf den aktuellen C_{org}-Vorrat zu haben. Der geringe Anteil an erklärter Varianz durch Variablen aus der Kategorie „Klima“ mag zum einen an einem vergleichsweise geringeren klimatischen Gradienten der Beprobungspunkte liegen. Zum anderen lagen bei dieser Untersuchung für jeden Beporbungspunkt sehr viele und detailliert erfasste Standorteigenschaften und Flächenbewirtschaftungsdaten vor, was bei anderen Studien oft nicht der Fall war. Durch diesen, für andere Studien geltenden Mangel an wichtigen Einflussgrößen zu Standort und Flächenbewirtschaftung, war der relative Anteil, den Klimavariablen an der erklärten Varianz hatten, in vergleichbaren Studien weitaus höher. Eine Untersuchung der Einflussgrößen für die Variabilität des C_{org}-Vorrates in Bayern, welche auch mit detaillierten Standorteigenschaften arbeitete, wies auch nur einen marginalen Einfluss von klimatischen Variablen auf, während die Standorteigenschaften einen Großteil der Varianz erklärten (Wiesmeier et al. 2013). Die Autoren dieser Studie führen an, dass der Effekt klimatischer Variablen auf den C_{org}-Vorrat unter anderem auch deshalb so gering sei, weil die Flächenbewirtschaftung der Landwirte darauf ausgerichtet ist die klimatischen Einflüsse am jeweiligen Standort zu kompensieren.

3.2.8 Kleinräumige Variabilität des Vorrates und Gehaltes an organischem Kohlenstoff

Die kleinräumige Variabilität von C_{org}-Gehalt, TRD_{FB} und C_{org}-Vorrat im Boden auf der Skalenebene „Beprobungspunkt“ wurde durch die Daten aus den acht Bohrkernen pro Beprobungspunkt ermittelt. Systematische Unterschiede zwischen den Ergebnisse aus den Bohrkernen und der Profilgrube sowie die kleinräumige Variabilität der Bodenparameter am Beprobungspunkt wurden analysiert. Diese Variabilität bestimmt die minimale Änderung des C_{org}-Vorrates, der mit einer wiederholten Beprobung signifikant nachweisbar wäre (s. Kapitel 2.5.5).

Systematischer Unterschied zwischen Bohrkern und Profilgrube

Der in den Bodenproben aus den Bohrkernen ermittelte C_{org}-Gehalt lag meist niedriger als der aus der Profilgrube (Abbildung 3-36). In Böden unter Ackernutzung war der Unterschied mit 9 % niedrigerem C_{org}-Gehalt der Bohrkernproben im Oberboden am höchsten während der Unterschied im Unterboden mit < 3 % fast verschwand (arithmetisches Mittel; Tabelle 3-11). Ein ähnliches Bild ergab sich auch für die absolute Abweichung: Diese lag im Oberboden (0-30 cm) bei 1 g kg^{-1} und im Unterboden (30-100 cm) bei < 0,1 g kg^{-1} und war deshalb dort vernachlässigbar klein (Abbildung 3-36). Mit höchster Abweichung von 1,2 g kg^{-1} niedrigerem C_{org}-Gehalt in den

Proben aus den Bohrkernen im Vergleich zu den Profilproben zeichnete sich die Tiefenstufe 10-30 cm unter Ackernutzung aus. Dies deutet darauf hin, dass durch die lineare Stauchungskorrektur der Bohrkerne C_{org}-ärmeres Material aus dem Unterboden in die Oberbodenproben gelangt ist und dadurch den C_{org}-Gehalt im Oberboden verringerte. Dies kann die Tiefenstufe 10-30 cm in besonderer Weise betreffen, da der C_{org}-Gehalt unterhalb besonders steil abnahm (s. a. Kapitel 3.2.1). In Böden unter Dauergrünland war die relative Abweichung im Unterboden am höchsten mit bis zu 9 % niedrigerem C_{org}-Gehalt in den Proben aus den Bornkernen im Vergleich zur Profilgrube (Abbildung 3-36). Dahingegen war die absolute Abweichung im Oberboden wie bei Böden unter Ackernutzung höher als die Abweichungen im Unterboden. Insgesamt war die Unterschätzung des C_{org}-Gehaltes durch die Bodenproben aus den Bohrkernen aus Böden unter Dauergrünland ähnlich hoch wie bei Böden unter Ackernutzung. Die Ursache für die Abweichungen zwischen den Proben der zwei Beprobungsarten ließ sich bisher nicht vollständig aufklären.

Ein Teil der systematischen Unterschiede zwischen beiden Beprobungsmethoden kann damit erklärt werden, dass die Bodenproben aus den Bohrkernen bei 40 °C, die aus der Profilgrube jedoch bei 105 °C getrocknet wurden. Der somit höhere Restwassergehalt in den Proben aus den Bohrkernen würde zu niedrigerem C_{org}-Gehalt im Vergleich zu denen aus den Profilgruben führen. Dies läge jedoch im Bereich von wenigen Prozent und ist bei Böden mit geringem C_{org}- und Tongehalt meist vernachlässigbar. Je höher jedoch der C_{org}- oder Tongehalt des Bodens, desto stärker beeinträchtigt diese methodische Differenz die Vergleichbarkeit von Bohrkernen und Profilgruben.

Auch die TRD_{FB} war systematisch unterschiedlich – je nachdem ob sie an Bohrkernen oder in der Profilgrube mittels Stechzylindern ermittelt wurde. Dabei hoben sich eine Unterschätzung im Oberboden und eine Überschätzung im Unterboden für das gesamte Profil (0-100 cm) weitgehend auf (Abbildung 3-37). Dies galt sowohl für die relativen als auch für die absoluten Abweichungen für beide Landnutzungsarten. Die Abweichung in der TRD_{FB} nahm kontinuierlich mit der Tiefe zu von -7 % und -10 % in 0-10 cm bis zu +5 % und +4 % in 70-100 cm Tiefe für Böden unter Acker- bzw. Dauergrünlandnutzung. Dieser kontinuierliche Verlauf lässt sich mit der Stauchung der Bohrkerne erklären, die durch die lineare Stauchungskorrektur nicht ausgeglichen werden konnte (s. a. Kapitel 2.2.2). Es ist davon auszugehen, dass die Bestimmung der TRD_{FB} im Unterboden mittels Stechzylinder in der Profilgrube zu einer deutlich geringeren Verdichtung der Bodenproben führte und die Werte somit valider sind. Dies deckt sich mit Ergebnissen von Walter et al. (2016), die eine Unterschätzung der TRD_{FB} aus Bohrkernen für den Oberboden mit einer Lockerung des Oberbodens bei der Rammkernsondierung erklärten. Insgesamt sind die methodisch bedingten Abweichungen der TRD_{FB} in Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung vergleichbar und bewegten sich mit mittleren Abweichungen von < 0,1 g cm^{-3} im Unsicherheitsbereich einzelner Stechzylindermessungen (Walter et al. 2016).

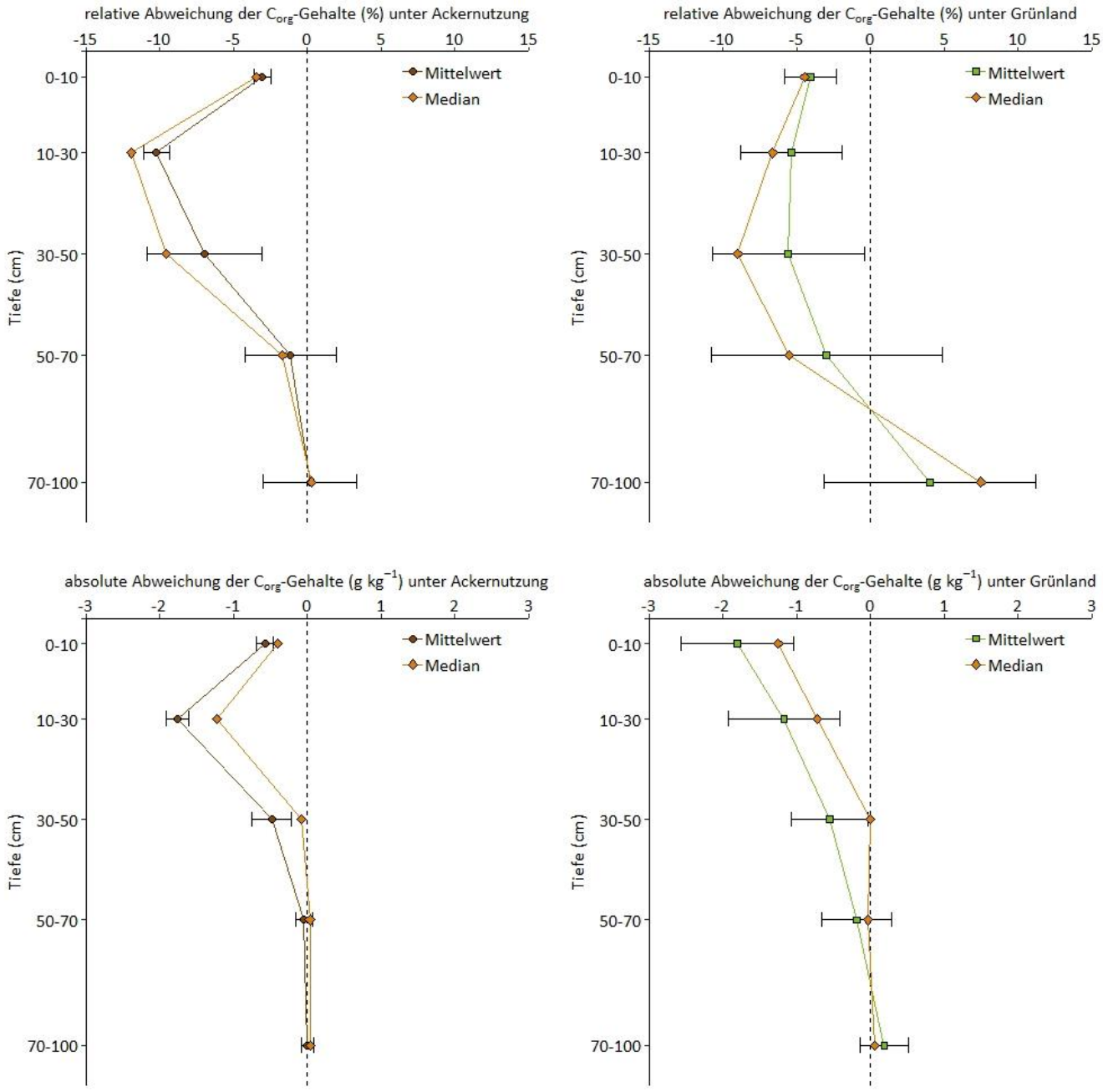


Abbildung 3-36: Relative (oben) und absolute (unten) Abweichung des im Bohrkern gemessenen Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Vergleich zur Profilgrube von mineralischen Böden unter Acker- (n = 522) und Dauergrünlandnutzung (n = 183) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Tabelle 3-11: Mittelwert ± Standardfehler und Median der relativen Abweichung von Bohrkern zur Profilgrube für verschiedene Parameter von mineralischen Böden unter Acker- (n = 522) und Dauergrünlandnutzung (n = 183) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; negative mittlere Abweichungen stehen für geringere Werte der Bodenproben aus den Bohrkernen im Vergleich zu den Werten aus den Profilgruben

Tiefe (cm)	Landnutzungsart	Gehalt organischer Kohlenstoff		Trockenrohdichte Feinboden		Vorrat organischer Kohlenstoff	
		Mittelwert (%)	Median (%)	Mittelwert (%)	Median (%)	Mittelwert (%)	Median (%)
0-30	Acker	-7,9 ± 0,7	-9,0	-3,5 ± 0,4	-3,5	-12,6 ± 0,6	-14,5
	Dauergrünland	-5,2 ± 2,0	-5,8	-4,0 ± 0,8	-4,3	11,1 ± 1,6	-11,9
30-100	Acker	-5,9 ± 2,4	-8,1	2,8 ± 0,4	-2,7	-1,6 ± 2,2	+2,1
	Dauergrünland	-3,1 ± 4,2	-4,8	1,8 ± 0,7	+1,8	-5,2 ± 3,7	-7,8
0-100	Acker					-7,6 ± 0,9	-8,8
	Dauergrünland					-5,2 ± 1,9	-6,0

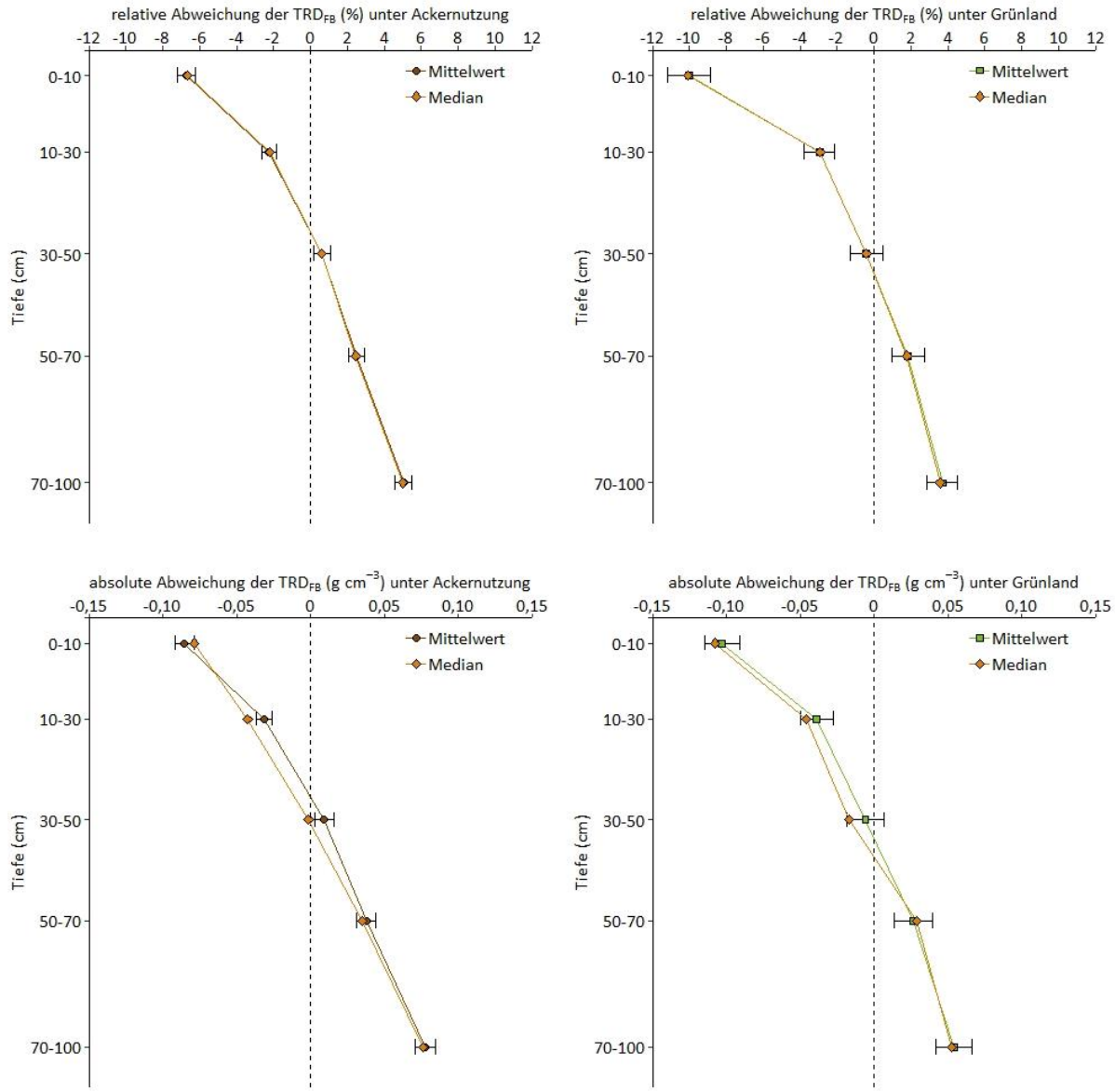


Abbildung 3-37: Relative (oben) und absolute (unten) Abweichung der im Bohrkern gemessenen Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD_{FB}) im Vergleich zur Profilgrube von Böden unter Acker- (n = 522) und Dauergrünlandnutzung (n = 183) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Die Einflussgrößen „Landnutzungsart“, „Bodenklasse“ und „Textur“ hatten in allen Tiefenstufen signifikanten Einfluss auf die Höhe der Abweichungen, konnten aber gemeinsam nur 8 % der Varianz im Oberboden und 2 % im Unterboden erklären (nicht gezeigt).

Der C_{org}-Vorrat ergibt sich maßgeblich aus C_{org}-Gehalt und TRD_{FB} und so sind die Abweichungen zwischen dem C_{org}-Vorrat aus Bohrkernproben und Profiproben direkt mit den Abweichungen der zwei Eingangsgrößen (s. o.) erklärbar. Der aus Bohrkernen ermittelte C_{org}-Vorrat wird im Oberbo-

den um 14 % in Böden unter Ackernutzung und um 12 % in Böden unter Dauergrünland unterschätzt (Abbildung 3-38). Umgekehrt wird der C_{org}-Vorrat im Unterboden in den Bohrkernen leicht überschätzt (8 % unter Dauergrünland- und 2 % unter Ackernutzung). So ergab sich für das gesamte Profil von 0-100 cm Tiefe eine Abweichung von 9 % für Böden unter Acker- und von 6 % für Böden unter Dauergrünlandnutzung. Dies entspricht 9 t C_{org} ha^{-1} bzw. 6 t C_{org} ha^{-1}, die im Mittel mittels Bohrkerne niedriger bestimmt wurden (Abbildung 3-38).

Die systematischen Abweichungen für den C_{org}-Vorrat wurden sowohl von der Landnutzungsart, der Bodenklasse und der Textur signifikant beeinflusst (nicht gezeigt). Diese Faktoren erklärten gemeinsam jedoch nur 2 % der Varianz der systematischen Abweichungen im Gesamtprofil (0-100 cm), 6 % im Oberboden und 3 % im Unterboden.

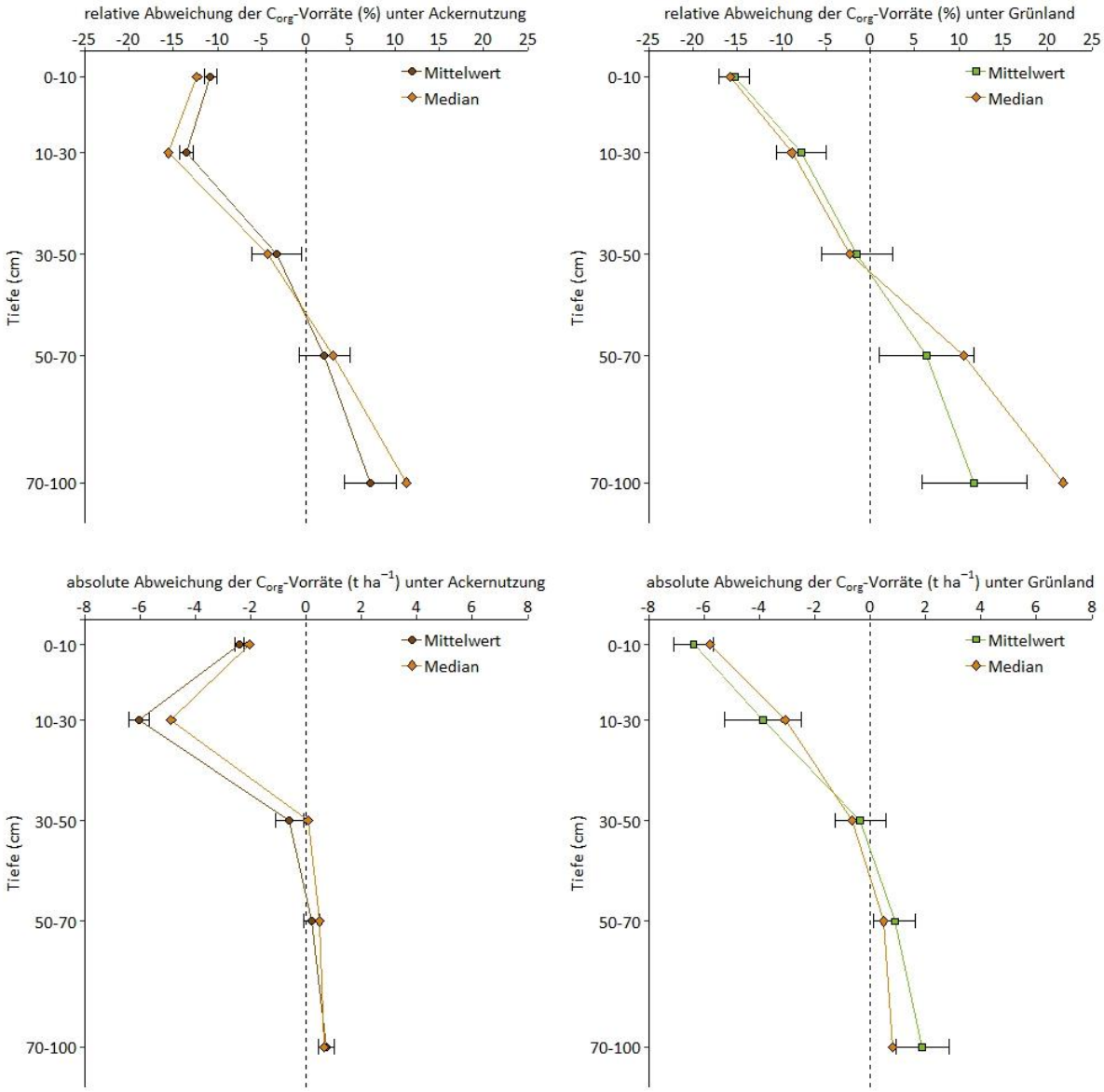


Abbildung 3-38: Relative (oben) und absolute (unten) Abweichung des im Bohrkern gemessenen Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Vergleich zur Profilgrube von Böden unter Acker- (n = 522) und Dauergrünlandnutzung (n = 183) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Kleinräumige Variabilität

Die kleinräumige Variabilität am Beprobungspunkt – bestimmt mittels Variationskoeffizient der acht Bohrkerne – ist ein Maß für die räumliche Heterogenität der Bodenparameter und beeinflusst direkt die minimal detektierbare Veränderung des C_{org}-Vorrates bei einer Wiederbeprobung (s. u.). Die kleinräumige Variabilität des C_{org}-Gehaltes war in Böden unter Dauergrünland immer höher als unter Ackernutzung und im Oberboden immer geringer als im Unterboden (Abbildung 3-39). Der mittlere Variationskoeffizient des C_{org}-Gehaltes von Oberböden unter

Ackernutzung lag bei 11 % und bei 19 % unter Dauergrünland (Tabelle 3-12). Die Bodenbearbeitung der Äcker führt grundsätzlich zu einer Homogenisierung des Oberbodens und reduziert die kleinräumige Variabilität im Vergleich zu Böden unter Dauergrünland. Die relative kleinräumige Variabilität nahm bei beiden Landnutzungsarten mit der Bodentiefe zu und erreicht ein Maximum von 44 % und 53 % in 50-70 cm Tiefe in Böden unter Acker- bzw. Dauergrünlandnutzung. Eine höhere kleinräumige Variabilität des C_{org}-Gehaltes deckt sich mit anderen Studien (z. B. Heinze et al. 2017) und ist mit der insgesamt höheren Bodenheterogenität im Unterboden erklärbar. Organischer Kohlenstoff wird in den Unterboden über heterogene Transport- und Fließwege eingetragen und auch der C_{org}-Eintrag durch Wurzeln ist nicht homogen im Unterboden verteilt. Signifikante Einflussgrößen für die kleinräumige Variabilität im Ober- sowie im Unterboden waren Landnutzungsart, Bodenklasse und Textur, die zusammen 25 % der vorhandenen Varianz im Oberboden und 22 % im Unterboden erklärten (nicht gezeigt). Ein höherer Sandgehalt trug dabei signifikant zu einer höheren kleinräumigen Variabilität des C_{org}-Gehaltes im Gesamtprofil bei ($p \leq$ 0,001). Bodenklassen, die systematisch höhere kleinräumige Variabilität des C_{org}-Gehaltes aufwiesen, waren Aufschüttungsböden und Gleye.

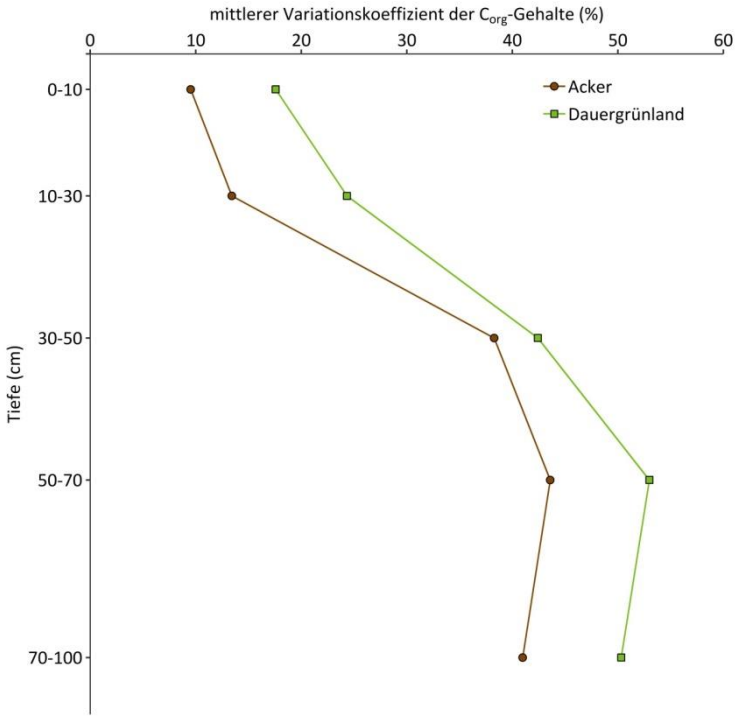


Abbildung 3-39: Mittlerer Variationskoeffizient der acht Bohrkerne pro Beprobungspunkt als Maß für die kleinräumige Variabilität des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in mineralischen Böden Acker- (n = 522) und Dauergrünlandnutzung (n = 183) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Tabelle 3-12: Variationskoeffizienten der acht Bohrkerne am Beprobungspunkt als Maß für die kleinräumige Variabilität; Mittelwerte über alle Beprobungspunkte auf mineralischen Böden unter Acker- (n = 522) und Dauergrünlandnutzung (n = 183) aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$) zwischen den Landnutzungsarten pro Tiefenstufe

Tiefe (cm)	Landnutzungsart	Variationskoeffizient (%) Gehalt organischer Kohlenstoff	Trockenrohdichte Feinboden	Vorrat organischer Kohlenstoff
0-30	Acker	10,8	7,1	12,2[a]
	Dauergrünland	18,7	8,9	16,2[b]
30-100	Acker	35,0	6,8	34,8[a]
	Dauergrünland	41,0	8,9	37,8[a]
0-100	Acker	18,7	6,2	16,8[a]
	Dauergrünland	26,0	8,3	20,5[b]

Die kleinräumige Variabilität der TRD_{FB} war im Ober- und Unterboden nicht voneinander verschieden (Tabelle 3-12). Lediglich in der obersten Tiefenstufe (0-10 cm) war die kleinräumige Variabilität mit 11 % in Böden unter Acker- und 13 % unter Dauergrünlandnutzung leicht erhöht gegenüber den darunterliegenden Tiefenstufen (Abbildung 3-40). Dies ist mit der Bodenbearbeitung und der leichteren Störung des Oberbodens im Vergleich zu den tieferen Tiefenstufen zu erklären (s. o.). Im gesamten Bodenprofil und besonders im Unterboden war die kleinräumige Variabilität der TRD_{FB} geringer als die des C_{org}-Gehaltes, was sich mit Ergebnissen von Don et al. (2007) deckt. Die kleinräumige Variabilität der TRD_{FB} im Oberboden wurde signifikant beeinflusst von der Landnutzungsart, welche aber nur 3 % der gesamten Varianz erklärte (nicht gezeigt). Die Varianz der kleinräumigen Variabilität der TRD_{FB} im Unterboden konnte zu 10 % erklärt werden durch die Einflussgrößen Landnutzungsart, Bodenklasse und Textur.

Die kleinräumige Variabilität des C_{org}-Vorrates folgte im Wesentlichen der des C_{org}-Gehaltes (Abbildung 3-41) und lag für das gesamte Profil mit 17 % für Böden unter Ackernutzung und 20 % unter Dauergrünland in der gleichen Größenordnung (Tabelle 3-12). Die kleinräumige Variabilität von Oberböden unter Ackernutzung war mit 12 % etwas geringer als die unter Dauergrünland mit 16 %. Im Unterboden fanden sich kaum mehr Unterschiede in der kleinräumigen Variabilität des C_{org}-Vorrates zwischen den Landnutzungsarten (Ackernutzung: 35 %, Dauergrünland: 38 %). Ein Großteil der kleinräumigen Variabilität des gesamten C_{org}-Vorrates war auf den Unterboden zurückzuführen, da hier die Variationskoeffizienten durchweg höher waren als im Oberboden. Die kleinräumige Variabilität des C_{org}-Vorrates wurde signifikant beeinflusst von den Faktoren Landnutzungsart, Bodenklasse und Textur, diese erklärten aber gemeinsam lediglich 10 % der Varianz im Ober- und 17 % im Unterboden (nicht gezeigt).

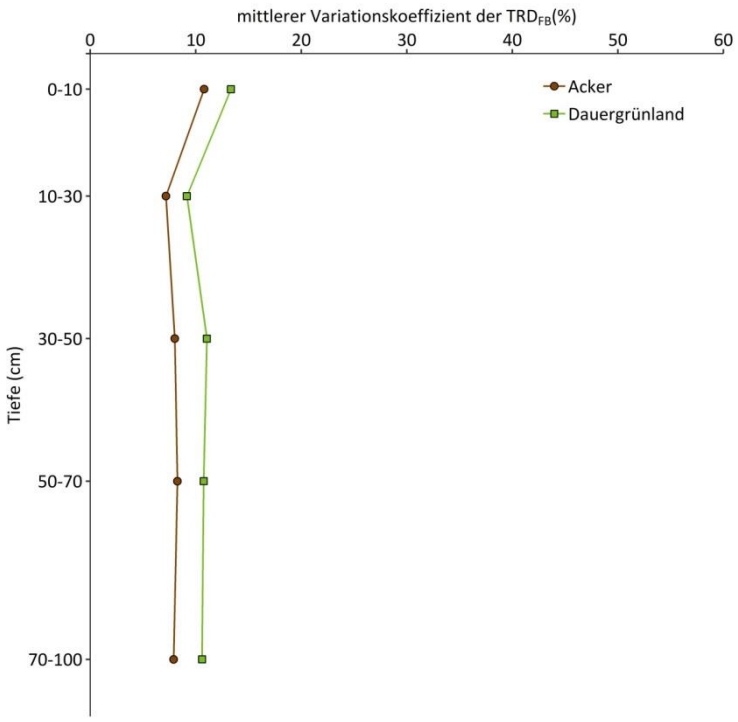


Abbildung 3-40: Mittlerer Variationskoeffizient der acht Bohrkerne pro Beprobungspunkt als Maß für die kleinräumige Variabilität der Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD_{FB}) in mineralischen Böden Acker- (n = 522) und Dauergrünlandnutzung (n = 183) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

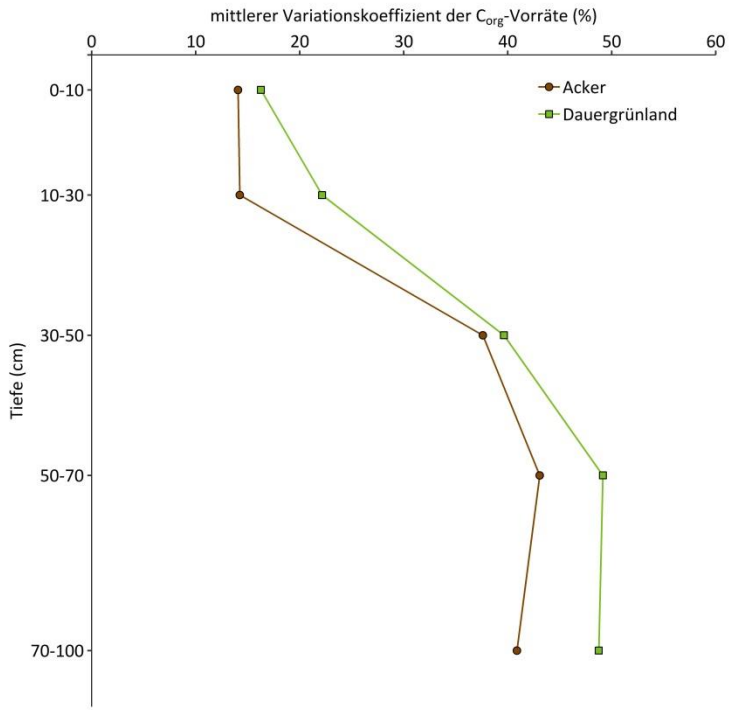


Abbildung 3-41: Mittlerer Variationskoeffizient der acht Bohrkerne pro Beprobungspunkt als Maß für die kleinräumige Variabilität des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in mineralischen Böden Acker- (n = 522) und Dauergrünlandnutzung (n = 183) in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Minimal detektierbare Differenz

Die MDD gibt an, ab welchem Wert eine Veränderung des mittleren C_{org}-Vorrates eines Stratums signifikant bei einer Wiederbeprobung festgestellt werden könnte. Für das Mittel landwirtschaftlich genutzter mineralischer Oberböden (ohne Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden) in Deutschland lag dieser Wert bei 1,0 t ha^{-1}, was in etwa einer Änderung des C_{org}-Vorrates von 2 % entspräche (Tabelle 3-13). Die Stratifizierung der mineralischen Böden nach Landnutzungsart ergab eine MDD von 1,3 t ha^{-1} für Böden unter Ackernutzung und 2,1 t ha^{-1} für Böden unter Dauergrünlandnutzung. Beides entspräche einer relativen Änderung des C_{org}-Vorrates von 2 %. Dies zeigt, dass mit dem in der BZE-LW verfolgten Ansatz und dem relativ großen Stichprobenumfang auf der Skalenebene „Deutschland“ auch sehr kleine Änderungen des C_{org}-Vorrates nachweisbar wären. Dies ist anders, wenn man Veränderungen an den einzelnen Beprobungspunkten signifikant nachweisen wollte – wozu die BZE-LW jedoch nicht angelegt ist. Auf der Skalenebene „Beprobungspunkt“ lag die mittlere MDD der mineralischen Böden bei 16 t ha^{-1}, was eine Vorratsänderung von 24 % entspräche.

Tabelle 3-13: Minimal detektierbare Differenzen (MDD) im Oberboden (0-30 cm) bei einer möglichen Wiederprobung als absoluten Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und relativer Veränderung zur hier berichteten Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in verschiedenen Straten bzw. Skalenebenen

Stratum/Skalenebene	n	MDD (t C_{org} ha^{-1})	MDD (%)
Skalenebene „Deutschland“*	3104	0,97	1
alle mineralischen Böden	2938	1,00	2
mineralische Böden unter Ackernutzung	1873	1,25	2
mineralische Böden unter Dauergrünlandnutzung	691	2,05	2
Skalenebene „Beprobungspunkt“	8	16,55	24

*hier sind alle Beprobungspunkte der BZE-LW einbezogen, inkl. Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden

Die Betrachtung der MDD stratifiziert nach Bodenklassen erlaubt es für einzelne Bodenklassen die potentielle Nachweisbarkeit für Veränderungen des C_{org}-Vorrates durch eine Wiederholungsbeprobung abzuschätzen. Damit könnte untersucht werden ob bestimmte Bodenklassen, z. B. die kohlenstoffreichen Schwarzerden, besonders viel C_{org} verlieren. Hier lag die niedrigste absolute MDD für Braunerden vor (2,0 t ha^{-1}), während Pelosole mit 7,2 t ha^{-1} die höchste absolute MDD aufwiesen (Tabelle 3-14). Dies ist im Wesentlichen bedingt durch die unterschiedliche Stichprobenanazahl in den verschiedenen Bodenklassen. Die relative MDD war bei den Braunerden, Gleyen, Stauwasser- und anthropogenen Böden am geringsten, während für Pelosole und Schwarzerden mit 10 % die höchsten MDDs vorlagen.

Tabelle 3-14: Minimal detektierbare Differenzen (MDD) im Oberboden (0-30 cm) bei einer möglichen Wiederprobung als absoluten Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und relativer Veränderung zur hier berichteten Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in verschiedenen Bodenklassen

Bodenklasse	n	MDD (t C_{org} ha^{-1})	MDD (%)
Ah/C-Böden	289	3,18	6
Auenböden	140	4,56	7
Aufschüttungsböden	110	5,14	5
Braunerden	711	2,02	4
Gleye	239	3,49	4
Lessivés	349	2,89	6
Marschen	62	6,85	7
Pelosole	57	7,15	10
Podsole	103	5,32	6
Schwarzerden	91	5,66	10
Stauwasserböden	382	2,76	4
terrestrische anthropogene Böden	444	2,56	4

Die MDD gibt an um wieviel sich der mittlere C_{org}-Vorrat im Boden des jeweiligen Stratums ändern müsste um bei einer Wiederbeprobung diese Änderungen mit dem derzeitigen Probenahmedesign zuverlässig detektieren zu können. Um eine mögliche Wiederbeprobung zu planen muss daher auch in etwa abgeschätzt werden welche Änderungen des C_{org}-Vorrates in welchem Zeitraum zu erwarten sind. Da mit der BZE-LW erstmalig eine derartige bundesweite Beprobung von landwirtschaftlich genutzten Böden durchgeführt wurde, sind hierzu keine Erfahrungswerte vorhanden. In Schweden, wo bereits drei aufeinanderfolgende Inventuren von landwirtschaftlich genutzten Böden durchgeführt wurden, wurde eine mittlere jährliche Zunahme des C_{org}-Gehaltes im Oberboden (0-20 cm) um 0,38 % berichtet (Poeplau et al. 2015). Übertragen auf Deutschland, wäre eine solche bundesweite Zunahme schon nach wenigen Jahren feststellbar. Eine derart hohe Zunahme des C_{org}-Gehaltes scheint allerdings in Deutschland unwahrscheinlich, da der Zuwachs in Schweden hauptsächlich auf eine Zunahme von Grünlandwechselwirtschaft im Untersuchungszeitraum zurückzuführen war (Poeplau et al. 2015). Eine weitere Studie, die wiederholte C-Inventuren auf landwirtschaftlichen Böden in ganz Europa ausgewertet hat, kam zu dem Schluss, dass der C_{org}-Vorrat im Mittel um 0,17 t ha^{-1} pro Jahr abnimmt (Ciais et al. 2010). Auch eine mittlere Änderung dieser Größenordnung wäre auf der Skalenebene „Deutschland“ für mineralische Böden und Böden unter Ackernutzung nach wenigen Jahren detektierbar.

Die hier berechneten Werte der MDD sind als konservative Schätzung anzusehen, da die Abschätzung der kleinräumigen Variabilität auf Basis der Expositionssondierungen durchgeführt wurde. Diese lagen zwischen 7,5 m und 20 m voneinander entfernt. Eine Wiederbeprobung wäre in einem kleineren Abstand zu den Punkten der hier berichteten Erstbeprobung durchführbar (z B. 1 m). Somit ist davon auszugehen, dass die kleinräumige Variabilität, und damit die MDD, geringer sein wird, als hier angenommen.

3.2.9 Modellierung der Änderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff in Oberböden

Modellevaluation

Das Multimodellensemble für Böden unter Ackernutzung setzte sich aus neun Kombinationen von Bodenkohlenstoffmodellen und C_{org}-Eintragsfunktionen zusammen (Tabelle 2-9). Hier waren die Modelle Century, C-Tool, ICBM, RothC und Yasso07 vertreten. Mit den C_{org}-Eintragsfunktionen CCB, IPCC-NIR und der BZE-Methode (s. a. Kapitel 2.5.3) wurden durch das Selektionsverfahren diejenigen Verfahren, die vergleichsweise geringe standortspezifische Einträge aus Ernteresten quantifizieren, favorisiert. Mit einem ME von 0,0041 t ha^{-1} a^{-1} und einem RMSE von 0,56 t ha^{-1} a^{-1} wurde deutlich, dass das Multimodellensemble den mittleren Trend der Bodendauerbeobachtungsflächen unter Ackernutzung gut beschreiben kann. Standortspezifisch ist aber mit hohen Abweichungen (vgl. Ogle et al. 2010), die über die Variabilität des Multimodellensembles beschrieben und berücksichtigt werden können, zu rechnen. Das Multimodellensemble zur Beschreibung der Dynamik des C_{org}-Vorrates von Böden unter Dauergrünlandnutzung

enthielt fünf Modellkombinationen. Vertreten waren hier die Bodenkohlenstoffmodelle Century, C-Tool und ICBM. Die Verfahren zur Berechnung des C_{org}-Eintrages in Böden unter Dauergrünland enthalten die CCB, ICBM und C-Tool Methode sowie die BZE-Methode (s. a. Kapitel 2.5.3). Ähnlich wie für Böden unter Ackernutzung, war der ME mit 0,0071 t ha^{-1} a^{-1} gering, standortspezifische Abweichungen dabei jedoch teilweise erheblich.

Die standortspezifischen Abweichungen zwischen Modell und gemessenen Zeitreihen des C_{org}-Vorrates in den Böden der Dauerbeobachtungsflächen – und damit die Unsicherheit der Multimodellensembles – sind auf verschiedene Ursachen zurückzuführen. Zu nennen sind hier strukturelle Modellunsicherheiten (Sensitivitäten gegenüber natürlichen und anthropogenen Einflussgrößen, Vereinfachungen, Annahmen) und Unsicherheiten der Eingangsdaten (Quantifizierung des C_{org}-Eintrages, Ertrag von Dauergrünländern, Messwerte des C_{org}-Gehaltes).

Der Vergleich zwischen den gemessenen Zeitreihen des C_{org}-Vorrates und den modellierten Trends auf den Skalenebenen "Standort" und "Bundesland" zeigte, dass sich die Modellfehler durch räumliche Aggregation verringern (Abbildung 3-42, Abbildung 3-43), was auch für ähnliche Studien in den USA demonstriert wurde (Ogle et al. 2010). Dass dies bei unzureichender Modelleignung nicht zwangsläufig der Fall sein muss, veranschaulichte eine Studie von Grosz et al. (2017) für Nordrhein-Westfalen: Hier wirkten sich strukturelle Unterschiede zwischen verschiedenen, nicht für die Region getesteten, Modellen auf standortspezifische aber auch auf räumlich aggregierte Trendschätzungen aus. Aufgrund der auf den Bodendauerbeobachtungsflächen basierenden Modellselektion im Vorfeld der hier berichteten Auswertungen war zu erwarten, dass sich Modellfehler mit zunehmender räumlicher Aggregationsstufe ausgleichen. Die Abbildung 3-42 verdeutlicht zudem, dass die Modellierung der C_{org}-Vorratsänderungen an einzelnen Standorten mit erheblicher Unsicherheit behaftet ist.

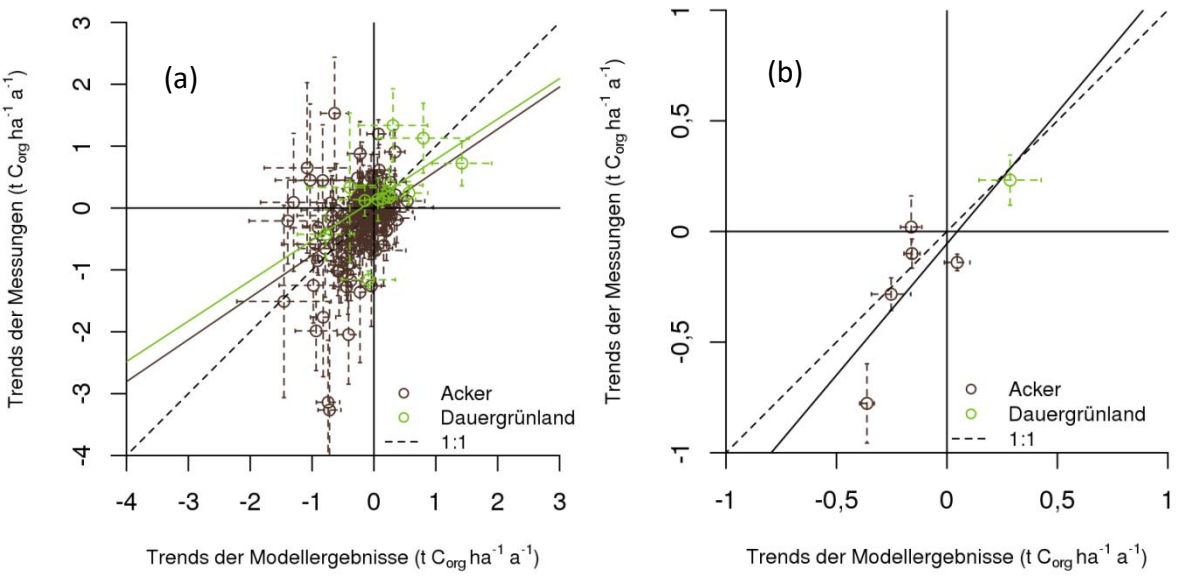


Abbildung 3-42: Modellierte Trends des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Oberboden (0-30 cm) gegen gemessene Trends in den Bodendauerbeobachtungsflächen (a) auf Standortebene und (b) gemittelt auf Bundeslandebene (Acker) bzw. auf Bundesebene (Dauergrünland) mit jeweils linearer Regression; Dauerbeobachtungsflächen unter Ackernutzung lagen in Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westphalen, Sachsen-Anhalt und Baden-Württemberg; unter Dauergrünland in Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Baden-Württemberg

Den über alle Bodendauerbeobachtungsflächen gemittelten Änderungen des C_{org}-Vorrates im Oberboden (0-30 cm; Messung und Modellierung) wurden die gemittelten C_{org}-Änderungen für die Beprobungspunkte der BZE-LW (Modellierung), die in Bundesländern mit Bodendauerbeobachtungsflächen lagen, gegenübergestellt (Abbildung 3-43). Für Beprobungspunkte der BZE-LW unter Ackernutzung setzen sich die Mittelwerte der Bundesländer Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein Westfalen, Sachsen-Anhalt und Baden-Württemberg in Anlehnung an die ausgewerteten Bodendauerbeobachtungsflächen zusammen. Für Böden unter Dauergrünland waren es die Bundesländer Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Baden-Württemberg. Im Mittel zeigten die experimentellen Daten der Bodendauerbeobachtungsflächen unter Acker einen C_{org}-Verlust von -0,23 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (95 % Konfidenzintervall: -0,36 bis -0,1 t C_{org} ha^{-1} a^{-1}) in den nächsten 10 Jahren. Die aggregierten Modellergebnisse für die Bodendauerbeobachtungsflächen bzw. der BZE-LW kamen mit -0,20 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (95 % Konfidenzintervall: -0,25 bis -0,16 t C_{org} ha^{-1} a^{-1}) bzw. -0,22 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (95 % Konfidenzintervall: -0,29 bis -0,15 t C_{org} ha^{-1} a^{-1}) zu sehr ähnlichen Ergebnissen (Abbildung 3-43). Das Modellensemble traf den gemessenen Trend der Änderungen des C_{org}-Vorrates auf der Skalenebene „Bodendauerbeobachtung in mehreren Bundesländern“ für Böden unter Ackernutzung also gut. Daraus ist zu folgern, dass Standortbedingungen und Flächenbewirtschaftung der grundwasserfernen Böden unter Ackernutzung in der BZE-LW für die genannten Bundesländer gut durch die Bodendauer-

beobachtungsflächen repräsentiert wurden. Für Böden unter Dauergrünland hingegen ergaben sich keine signifikanten Trends – weder für die gemessenen Änderungen des C_{org}-Vorrates der Bodendauerbeobachtungsflächen noch für die Modellierung auf Basis der Bodendauerbeobachtungsflächen oder der Beprobungspunkte der BZE-LW. Böden unter Grünlandnutzung wurden auch in anderen Studien als kohlenstoffstabil oder -anreichernd beschrieben (Soussana et al. 2007). Zusätzlich konnten signifikante Trends durch die geringe Zahl auswertbarer Datensätze nicht bestimmt werden. Gleichwohl zeigten die Trends auf Basis der Dauerbeobachtungsflächen geringe Zunahmen des C_{org}-Vorrates, während der Trend auf Basis der BZE-LW Verluste andeutete (Abbildung 3-43). Der Datensatz von 13 Bodendauerbeobachtungsflächen war allein auf Grund der geringen Standortanzahl nicht repräsentativ für Flächenbewirtschaftung und Standortbedingungen der hier ausgewerteten grundwasserfernen Beprobungspunkte unter Dauergrünlandnutzung in der BZE-LW.

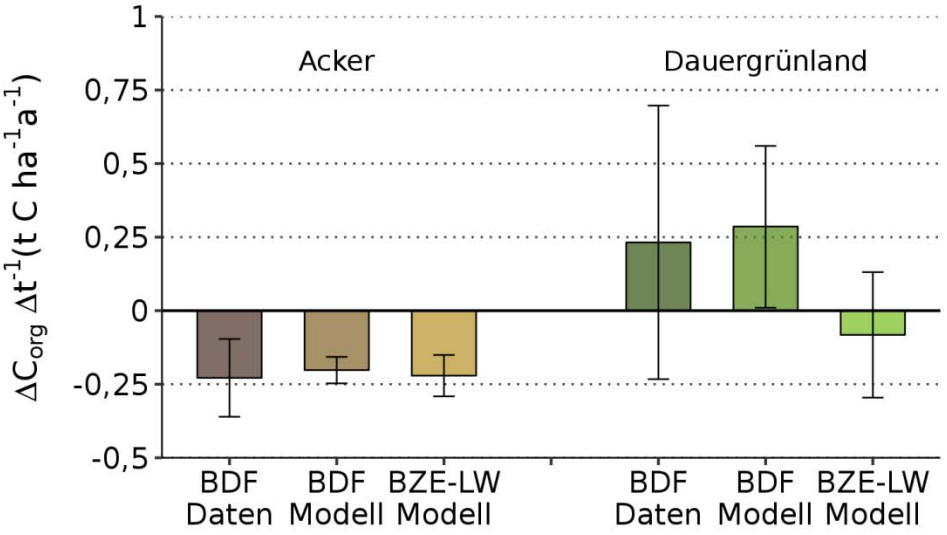


Abbildung 3-43: Mittlere jährliche Änderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Oberboden als Messwert und Modellergebnis für Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) und Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) der betreffenden Bundesländer (Acker: Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein Westfalen, Sachsen-Anhalt und Baden-Württemberg; Dauergrünland: Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Baden-Württemberg) normiert auf eine Tiefe von 0-25 cm (Acker) bzw. 0-20 cm (Dauergrünland); die jährliche Änderung bezieht sich auf 15 (BDF) bzw. 10 (BZE-LW) Jahre; Fehlerbalken kennzeichnen das 95 % Konfidenzintervall

Standortbezogene und räumlich aggregierte Trends der Vorratsänderungen

Anhand der Differenz zwischen dem modellierten C_{org}-Vorrat bei Fließgleichgewichtszustand und dem gemessenen C_{org}-Vorrat wurden die Beprobungspunkte der BZE-LW, die sich durch signifikante modellierte Vorratsänderungen auszeichneten, identifiziert. Die meisten (87,5 %) Beprobungspunkte unter Ackernutzung zeigten keine signifikante Veränderung (nicht gezeigt). Einen signifikanten Verlust an C_{org}-Vorrat wiesen 11,5 % der Beprobungspunkte auf und für 1 % wurde eine C_{org}-Anreicherung prognostiziert. Aggregiert über alle Böden unter Ackernutzung in der BZE-LW ergab sich im Mittel ein leichter, aber signifikanter, C_{org}-Verlust. Für einen Zehnjahreszeitraum und bei langfristig gleich bleibenden Bewirtschaftungs- und Klimabedingungen lagen die modellierten mittleren C_{org}-Verlustraten bei -0,21 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (95 % Konfidenzintervall: -0,27 bis -0,18 t C_{org} ha^{-1} a^{-1}) (Tabelle 3-15). Somit wäre mit einem durchschnittlichen C_{org}-Gesamtverlust von -7,1 t C_{org} ha^{-1} (-8,0 bis -6,1 t C_{org} ha^{-1}) bis zum Erreichen des Fließgleichgewichtszustandes des C_{org}-Vorrates zu rechnen. Ein geringer Teil dieses Verlustes kann durch eine Vornutzung der derzeitigen Ackerböden als Grünland erklärt werden. Wurden nur Böden unter andauernder Ackernutzung berücksichtigt (keine Landnutzungsänderung in den vergangenen 60 Jahren), betrug die mittlere C_{org}-Verlustrate -0,19 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (-0,24 bis -0,13 t C_{org} ha^{-1} a^{-1}). Bis zum Erreichen des Fließgleichgewichtszustandes würden im Mittel 5,9 t C_{org} ha^{-1} verloren gehen. Die langfristigen C_{org}-Verluste von Böden unter Ackernutzung mit Vornutzung als Grünland während der letzten 60 Jahre betrugen mehr als das doppelte der Verluste von dauerhaften Ackerflächen mit -13,9 t C_{org} ha^{-1} (-19,1 bis -8,7 t C_{org} ha^{-1}; nicht gezeigt). Dies – und auch die signifikanten Unterschiede im aktuell gemessenen (initialen) C_{org}-Vorrat zwischen den Vornutzungsarten – sind Indizien dafür, dass der Effekt historischer Landnutzung auch noch nach mehreren Dekaden Einfluss auf die Dynamik des C_{org}-Vorrates im Boden haben kann (s. a. Kapitel 3.2.6). Auch Landnutzungsänderungen von Wald zu Acker oder vormals ungenutzten Flächen zu Acker zeichneten sich im Modell durch erhöhte C_{org}-Verluste aus; diese waren aufgrund des geringen Stichprobenumfanges jedoch nicht signifikant (nicht gezeigt).

Der C_{org}-Vorrat in Böden unter Dauergrünlandnutzung zeigte keinen signifikanten Trend einer Vorratsänderung (Tabelle 3-15). Die Modelle gaben hier keinen Hinweis auf signifikante langfristige Veränderungen bei gleichbleibenden Bewirtschaftungs- und Klimabedingungen.

Tabelle 3-15: Mittlerer Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Oberboden (0-30 cm) für grundwasserferne Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft als (i) aktueller Messwert (= initialer Vorrat für Modellierung), (ii) modellierter Wert bei Fließgleichgewichtszustand, (iii) jährliche modellierte Veränderung in den nächsten 10 Jahren, (iv) modellierte Veränderung insgesamt bis zum Erreichen des Fließgleichgewichtszustandes; Berücksichtigung unterschiedlicher Vornutzung (s. Kapitel 2.3, 2.5.4; Heidevergangenheit ausgeschlossen)

Landnutzungsart	mittlerer initialer Vorrat (t C_{org} ha^{-1})	mittlerer Vorrat bei Gleichgewicht (t C_{org} ha^{-1})	Änderung in 10 Jahren[§] (t C_{org} ha^{-1} a^{-1})	Änderung gesamt[§] (t C_{org} ha^{-1})	n
Acker gesamt	58,1 (57,6 - 58,6)	51,0 (50,2 - 51,8)	*-0,21 (-0,27 - -0,18)*	*-7,1 (-8,0 - -6,2)*	991
Acker Dauernutzung*	56,1 (55,6 - 56,6)	50,2 (49,4 - 51,0)	*-0,19 (-0,24 - -0,13)*	*-5,9 (-6,8 - -4,9)*	875
Dauergrünland gesamt	83,3 (82,1 - 84,5)	83,1 (80,3 - 86,0)	-0,10 (-0,23 - +0,03)	-0,2 (-3,3 - +2,9)	320
Dauergrünland Dauernutzung**	85,6 (84,1 - 87,0)	84,0 (80,9 - 87,1)	-0,12 (-0,28 - +0,04)	-1,6 (-5,0 - 1,9)	232

*langfristige Ackernutzung ohne bekannte Grünland- oder Waldvornutzung in den letzten 60 Jahren
**langfristige Dauergrünlandnutzung ohne bekannte Acker- oder Waldvornutzung in den letzten 60 Jahren
[§]signifikante Änderungen kursiv

Im gesamten Bundesgebiet fanden sich sowohl kohlenstoffverlierende als auch -anreichernde Böden (Karte 3-14). Prägend für die Variabilität der Veränderung des C_{org}-Vorrates waren die Höhe des initialen C_{org}-Vorrates (aktueller Messwert) und des C_{org}-Eintrages. Böden, die geringen C_{org}-Eintrag durch Pflanzenreste und/oder organische Dünger erhalten, wiesen im Modell ein erhöhtes Risiko für eine Abnahme des C_{org}-Vorrates auf (s. u.; Tabelle 3-17). Bodenphysikalische und klimatische Faktoren beeinflussen zudem die Sensitivität des C_{org}-Vorrates für Veränderungen – verglichen mit den Effekten von initialem C_{org}-Vorrat und C_{org}-Eintrag sind deren Einflüsse gering, können aber auf höherer Skalenebene zu unterschiedlichen Änderungen des C_{org}-Vorrates führen. Dies zeigte ein Vergleich der modellierten mittleren Änderungen des C_{org}-Vorrates für Beprobungspunkte unter dauerhafter Ackernutzung und assoziierte Einflussgrößen in den drei Regionen Nord, Ost und Süd (s. Kapitel 2.5.6). Die Regionen Nord und Süd zeichneten sich durch ähnlichen mittleren C_{org}-Eintrag durch ober- und unterirdische Pflanzenreste und organischer Düngung aus, wobei Werte der Region „Nord“ geringfügig höher waren (Tabelle 3-16, s. a. Kapitel 3.2.5). Trotzdem zeigte sich der mittlere modellierte C_{org}-Verlust aus Oberböden unter Ackernutzung in der Region „Nord“ mit -0,22 (± 0,45) t ha^{-1} a^{-1} deutlich höher als in der Region „Süd“ mit -0,09 (± 0,34) t ha^{-1} a^{-1}. Dieses Verhältnis der Einflussgrößen zeichnete sich auch im initialen C_{org}-Vorrat ab. Die Region „Süd“ wies mit 57,91 (± 18,52) t ha^{-1} den höchsten C_{org}-Vorrat auf, gefolgt von der Region „Nord“ mit 55,76 (± 16,00) t ha^{-1} und der Region „Ost“ mit 54,47 (± 20,35) t ha^{-1} (Tabelle 3-16; s. a. Kapitel 3.2.2).

Die Ergebnisse zeigten, dass es in der Region „Nord“ vermehrt sandige Standorte, deren aktueller C_{org}-Vorrat über dem modellierten Fließgleichgewicht liegt, gibt. Die Region „Ost“ ähnelte der Region „Nord“ bezüglich des mittleren Ton- bzw. Sandgehaltes während die Jahresdurchschnittstemperatur etwas und der mittlere Jahresniederschlag deutlich geringer sind. Die Raten des C_{org}-Verlustes in der Region „Ost“ waren deutlich erhöht und der C_{org}-Eintrag durch ober- und unterirdische Pflanzenreste und organischer Düngung war hier im Vergleich zu Region „Nord“ deutlich geringer. Dies stellt die zentrale Bedeutung der Produktivität und Erträge für den C_{org}-Vorrat im Boden heraus. Der geringe C_{org}-Eintrag durch Erntereste in der Region „Ost“ steht in Zusammenhang mit einer geringeren Wasserverfügbarkeit besonders auf sandigen Standorten. Dies trifft auch auf den C_{org}-Eintrag durch Zwischenfrüchte zu (Abbildung 3-44). Die Ergebnisse werfen auch die Frage auf, in wie weit sich der C_{org}-Eintrag in den neuen Bundesländern im Zuge der Neustrukturierung der Landwirtschaft nach der Wiedervereinigung insgesamt verändert hat. Durch den deutlichen Rückgang der Nutztierzahlen in der Region „Ost“ (Anzahl Rinder: -54 % seit 1990, Anzahl Schweine -60 % seit 1990; Haenel et al. 2018) verringerte sich sowohl der Anfall organischer Dünger als auch die Bedeutung des Feldfutteranbaus nach 1990 deutlich. Dies könnte ein maßgeblicher Grund für die modellierten C_{org}-Verluste aus dem Boden bei aktueller Flächenbewirtschaftung sein.

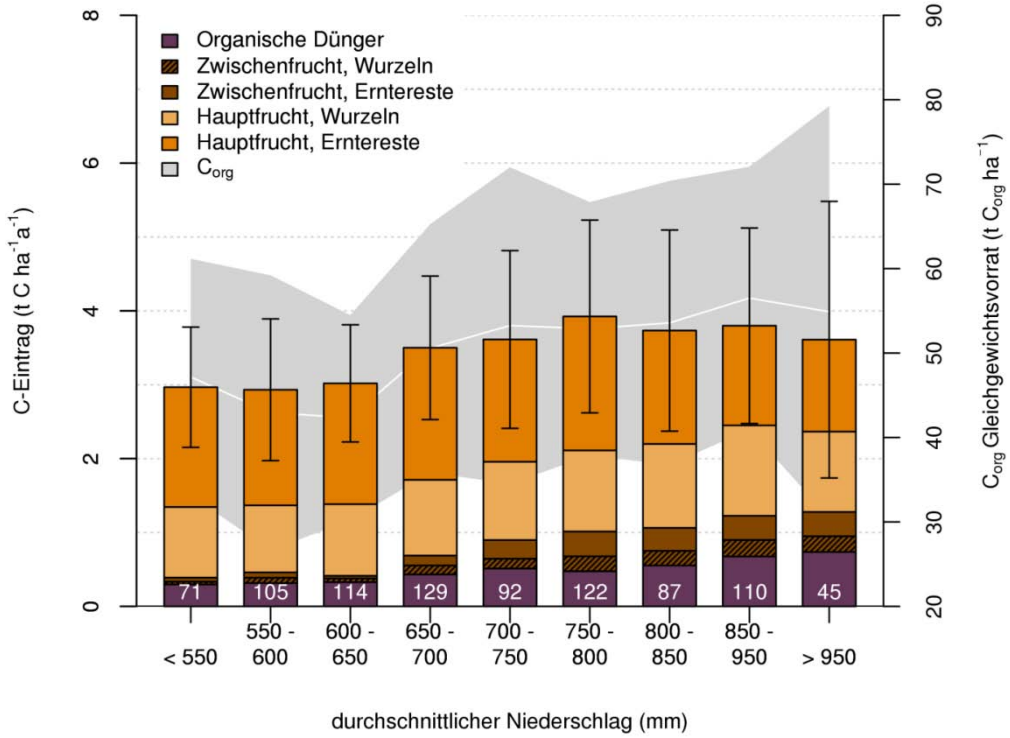


Abbildung 3-44: Eintrag an Kohlenstoff sowie modellierter Fließgleichgewichtsvorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden der Beprobungspunkte unter dauerhafter Ackernutzung der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft in Abhängigkeit vom mittleren Jahresniederschlag (Deutscher Wetterdienst 2017); Mittelwert und Standardabweichung (Fehlerbalken bzw. grau eingefärbter Bereich); weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang

Karte 3-14: Mittlerer jährlicher Verlust bzw. Anreicherung des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) mineralischer, grundwasserferner Oberböden (0-30 cm) der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft unter Acker- (n = 991) und Dauergrünlandnutzung (n = 320) ohne Berücksichtigung von Modellunsicherheiten und für einen modellierten Zeitraum von 10 Jahren

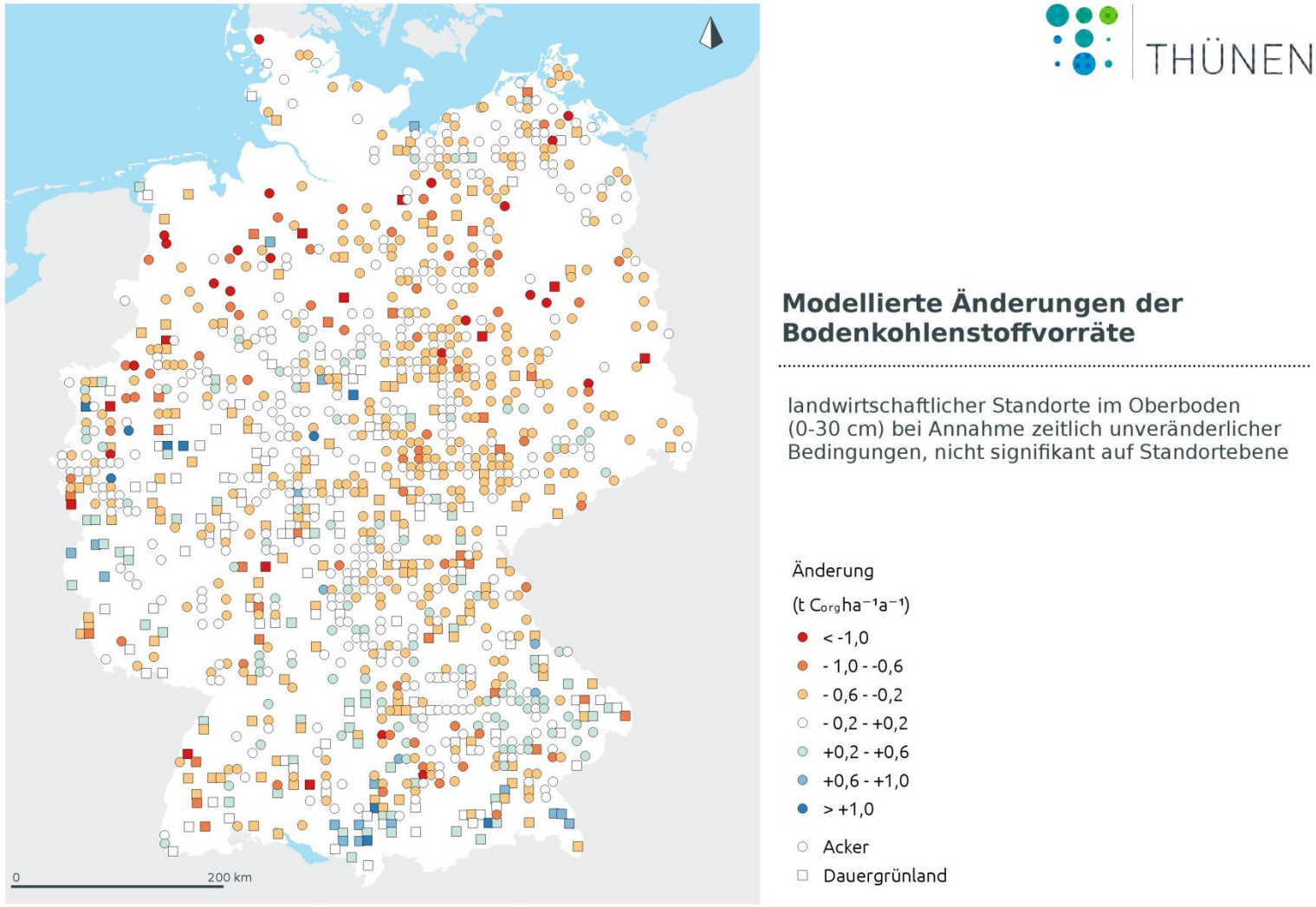


Tabelle 3-16: Modellierte Änderung und Änderungsraten des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in grundwasserfernen Oberböden (0-30 cm) unter dauerhafter Ackernutzung in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft und in den Modellen verwendete aggregierte Einflussgrößen (Klimadaten: Deutscher Wetterdienst 2017) für die Regionen Nord (Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen), Süd (Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Baden-Württemberg, Bayern) und Ost (Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Thüringen); Mittelwerte und Standardabweichung in Klammern

	Region „Nord“ (n = 199)	Region „Ost“ (n = 343)	Region „Süd“ (n = 341)
Mittlerer initialer Vorrat (t C_{org} ha^{-1})	55,8 (16,0)	54,5 (20,4)	57,9 (18,5)
Mittlerer Vorrat bei Fließgleichgewicht (t C_{org} ha^{-1})	49,0 (16,4)	44,5 (15,0)	56,6 (17,0)
Änderung in 10 Jahren (t C_{org} ha^{-1} a^{-1})	-0,22 (0,45)	-0,27 (0,28)	-0,09 (0,34)
Erntereste (t C_{org} ha^{-1} a^{-1})	2,0 (1,0)	1,6 (0,8)	1,9 (1,1)
Wurzeln (t C_{org} ha^{-1} a-^{1})	1,3 (0,4)	1,0 (0,3)	1,3 (0,4)
organische Düngung (t C_{org} ha^{-1} a^{-1})	0,6 (0,8)	0,3 (0,4)	0,5 (0,6)
C_{org}-Eintrag insgesamt (t C_{org} ha^{-1} a^{-1})	3,9 (1,3)	3,0 (0,84)	3,7 (1,3)
Tongehalt (%)	14,3 (8,8)	16,1 (11,6)	24,2 (11,0)
Sandgehalt (%)	38,2 (30,5)	43,5 (30,7)	27,5 (22,5)
mittlere Jahresdurchschnittstemperatur (°C)	9,6 (0,6)	9,00 (0,51)	8,7 (0,7)
mittlere Jahresniederschlagssumme (mm)	780,2 (85,7)	616,3 (83,9)	802,5 (125,5)

Da alle verwendeten Modelle die Mineralisierung als Kinetik erster Ordnung beschreiben, lassen sich die Effekte von initialem C_{org}-Vorrat, C_{org}-Eintrag durch ober- und unterirdischer Pflanzenreste (inklusive Zwischenfrüchte) und organischer Düngung auf modellierte Änderungen des C_{org}-Vorrates über lineare Modelle approximieren. Naturräumliche Faktoren, wie Temperaturverläufe oder Textur, modifizieren in den verwendeten Modellen die Mineralisierungsraten bzw. C_{org}-Nutzungseffizienz und damit auch die Effekte des C_{org}-Eintrages. Um den Einfluss naturräumlicher Faktoren und des Flächenmanagements auf modellierte Trends des C_{org}-Vorrates abzubilden wurde vereinfachend ein Metamodell mit linearen Abhängigkeiten für Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung kalibriert (Formel 24):

$$\frac{\Delta C_{org}}{\Delta t} = a_1 C_{org}[t=0] + \sum_{i=1}^{n} b_i C_{in_i} + a_2 Tongehalt + a_3 Sandgehalt + a_4 MAT + a_5 MAP \qquad [24]$$

hierbei waren $\frac{\Delta C_{org}}{\Delta t}$ der Trend des C_{org}-Vorrates im Oberboden (t C_{org} ha^{-1} a^{-1}) ermittelt für einen Zeitraum von 10 Jahren, a, b Regressionskoeffizienten, C_{org} (t = 0) der initiale C_{org}-Vorrat im Oberboden = aktueller Messwert (t ha^{-1}), C_{in} der jährliche C_{org}-Eintrag (t ha^{-1} a^{-1}) durch ober- und unterirdische Pflanzenreste (inkl. Zwischenfrüchte) und organische Düngung, n die Anzahl von C_{org}-Einträgen unterschiedlicher Substratqualität, MAT die Jahresdurchschnittstemperatur (*mean annual temperature*), MAP die mittlere Jahresniederschlagssumme (*mean annual precipitation*).

Die linearen Modelle erklärten 92 % bzw. 96 % der Variabilität der modellierten jährlichen Änderung des C_{org}-Vorrates für Böden unter Acker- bzw. Dauergrünlandnutzung, auch wenn sich bei der Differenzierung der Substrate des C_{org}-Eintrags auf die Kategorien oberirdische Pflanzenreste, Wurzeln und organische Düngung beschränkt wurde (Tabelle 3-17). Der C_{org}-Eintrag durch Flächenbewirtschaftung und der initiale C_{org}-Vorrat waren dabei die prägenden Einflussgrößen für modellierte Vorratsänderungen, gefolgt von Textur und Klimabedingungen – dies galt für Böden beider Landnutzungsarten gleichermaßen (Abbildung 3-45). Alle Faktoren waren signifikant. Die Regressionskoeffizienten der linearen Regression legten nahe, dass Änderungen des C_{org}-Vorrates und initialer C_{org}-Vorrat negativ korrelieren, d. h. Böden mit hohem aktuellem C_{org}-Vorrat neigen zu C_{org}-Verlust, was in zahlreichen Bodenzustandserhebungen mit wiederholter Probennahme gezeigt wurde (Bellamy et al. 2005, Goidts & van Wesemael 2007). Auch die Flächen der Bodendauerbeobachtung bestätigten die linear abnehmenden Trends des C_{org}-Vorrates mit steigendem initialem C_{org}-Vorrat (Abbildung 3-45).

Tabelle 3-17: Koeffizienten der linearen Regression zur Veranschaulichung der Modellsensitivitäten mit Standardfehler in Klammern; Klimadaten: Deutscher Wetterdienst (2017)

Faktor	Acker	Dauergrünland
Interzept	0,85 (0,06)	1,27 (0,08)
initialer C_{org}-Vorrat (0-30 cm; t ha^{-1})	-0,02 (0,0002)	-0,02 (0,0003)
C_{org}-Eintrag: oberirdische Pflanzenreste* (t C_{org} ha^{-1} a^{-1})	0,14 (0,0043)	0,22 (0,0073)
C_{org}-Eintrag: Wurzeln* (t C_{org} ha^{-1} a^{-1})	0,22 (0,0109)	0,22 (0,0073)
C_{org}-Eintrag: organische Düngung (t C_{org} ha^{-1} a^{-1})	0,27 (0,0066)	0,30 (0,0077)
Tongehalt (%)	0,01 (0,0005)	0,01 (0,0006)
Sandgehalt (%)	-0,003 (0,0002)	-0,006 (0,0003)
Jahresdurchschnittstemperatur (°C)	-0,07 (0,0055)	-0,11 (0,007)
mittlere Jahresniederschlagssumme (mm)	-0,0003 (0)	-0,0001 (0)

*inklusive Zwischenfrüchte

Der C_{org}-Eintrag war positiv linear korreliert sowohl mit den modellierten Trends des C_{org}-Vorrates für die Beprobungspunkte der BZE-LW als auch mit den gemessenen Änderungsraten der Bodendauerbeobachtungsflächen (Abbildung 3-45). Aus den Koeffizienten des linearen Metamodells wurde ersichtlich, dass der C_{org}-Eintrag durch Wurzelbestandteile effektiver für eine Zunahme des C_{org}-Vorrates ist, als durch oberirdische Pflanzenreste (Tabelle 3-17). Dies ist durch mehrere Studien (zitiert in Kätterer et al. 2011) belegt (s. a. Kapitel 3.2.7). Der Tongehalt des Bodens korrelierte positiv mit den Änderungsraten des C_{org}-Vorrates, was daraufhin deutet, dass Böden mit hohem Tongehalt zu C_{org}-Anreicherung tendieren. Dagegen gab es eine negative Korrelation zwischen der C_{org}-Veränderung und zu Sandgehalt, Jahresdurchschnittstemperatur sowie Niederschlagssumme, was bedeutet, dass Böden an Standorten mit z. B. erhöhter mittlerer Temperatur zu C_{org}-Verlust neigen. Für zwei Standorte mit sonst identischen Bedingungen (initialer C_{org}-Vorrat, C_{org}-Eintrag) würde demzufolge der Standort, bei dem bodenphysikalische und klimatische Bedingungen die C_{org}-Mineralisierung fördern, eher zu Vorratsverlust tendieren; dies war in den verwendeten Modellen bei geringen Ton- bzw. hohen Sandgehalten, Temperaturen und Bodenwassergehalten der Fall.

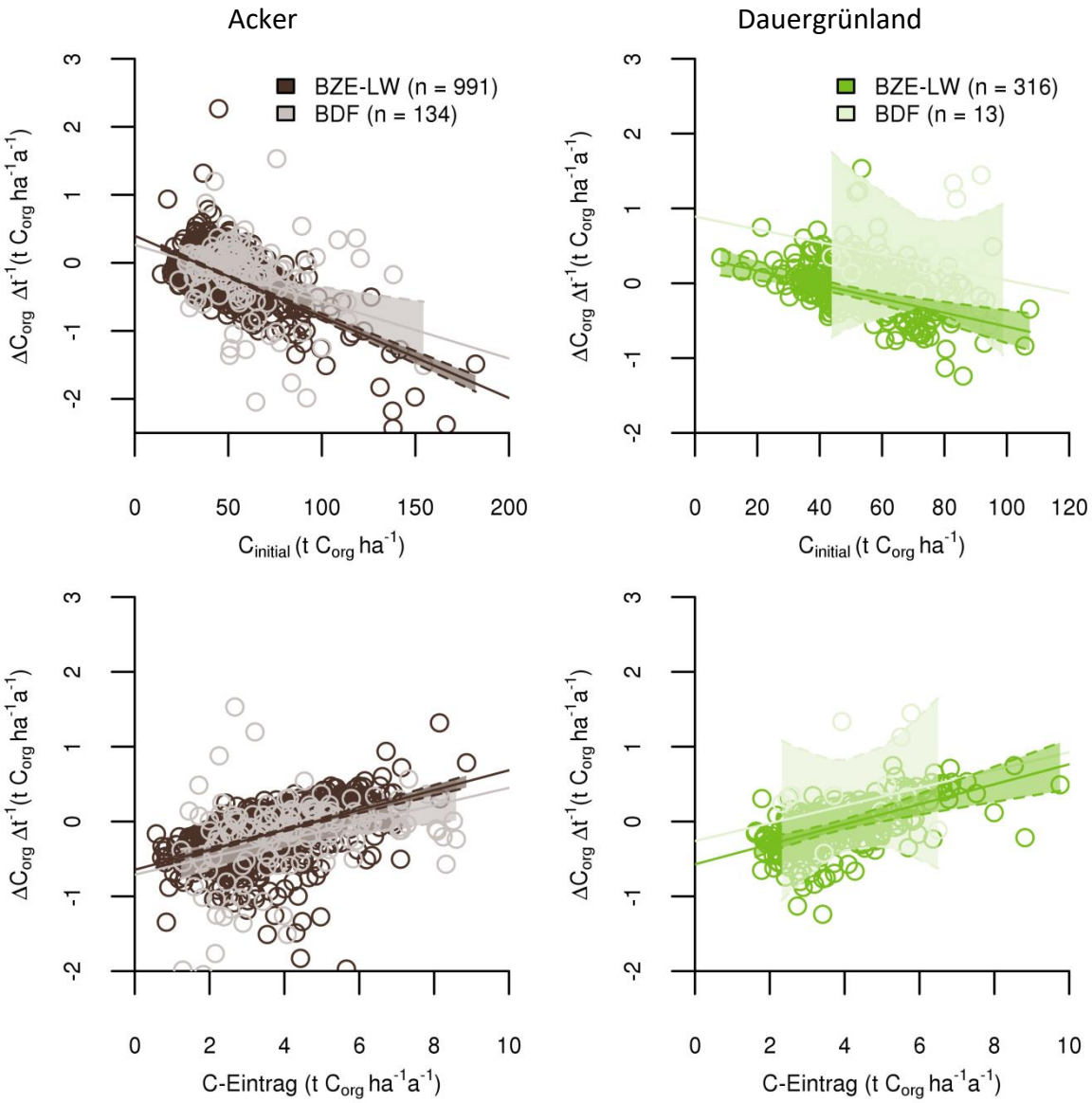


Abbildung 3-45: Vergleich der Sensitivität modellierter (Bodenzustandserhebung Landwirtschaft = BZE-LW) und gemessener (Bodendauerbeobachtungsflächen = BDF) Trends des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Oberboden (0-30 cm) für eine Zeitraum von 10 Jahren korreliert mit dem initalen C_{org}-Vorrat (C_{inital}) und dem jährlichen Eintrag an C_{org} (C-Eintrag) durch ober- und unterirdische Pflanzenreste (inkl. Zwischenfrüchte) und organische Düngung; schattierte Flächen kennzeichnen die 95% Konfidenzintervall der linearen Regression

Vorratsänderungen spezifischer Bodenklassen

Für keine der betrachteten Bodenklassen wurden im Modell signifikante Änderungen des C_{org}-Vorrates in grundwasserfernen Oberböden unter Dauergrünlandnutzung ermittelt. Für Böden unter Ackernutzung hingegen zeigten sich signifikante Änderungen für einzelne Bodenklassen, wobei auch Unterschiede zwischen den Bodenklassen festgestellt wurden. Böden der Klasse „Braunerde“ zeigten geringe C_{org}-Verluste (Abbildung 3-46). Dies galt auch für die in der Bodenklasse „Lessivé“ zusammengefassten Bodentypen Parabraunerde und Fahlerde sowie die terrestrischen anthropogenen Böden (Kolluvisol, Plaggenesch, Hortisol, Rigosol und Treposol). Modellierte C_{org}-Verluste aus semiterrestrischen Böden (Grundwasserstufe ≥ 4) waren höher als die aus den Bodenklassen „Braunerde“ und „Lessivé“, was zum einen an einer unzureichenden Modellbeschreibung der hydrologischen Verhältnisse liegen mag, denn die verwendeten Modelle vernachlässigen den Effekt hoher Grundwasserstände auf den Wassergehalt im Oberboden. Andererseits können diese erhöhten Verluste durch erfolgte meliorative Maßnahmen zur Gewährleistung von Produktivität und Bearbeitbarkeit dieser Flächen bedingt sein. Etwa 44 % der hier betrachteten semiterrestrischen Böden waren dräniert. Die Trends gemessener C_{org}-Vorratsänderungen der Bodendauerbeobachtungsflächen zeigten für Gleye (n = 10) höhere C_{org}-Verluste als für Braunerden und Lessivés während Auenböden (n = 6) nicht signifikante C_{org}-Anreicherungen verzeichneten (nicht gezeigt). Bei den Bodenklassen, für die ein Vergleich zwischen Modellierung der Beprobungspunkte der BZE-LW und Messwerten der Bodendauerbeobachtungsflächen für semiterrestrischen Bodentypen möglich war, überlappten sich die Konfidenzintervalle und die Unterschiede waren nicht signifikant.

Im Vergleich zu den mittleren modellierten Raten der Veränderung des C_{org}-Vorrates im Oberboden aller Bodenklassen (ΔC_{org}= -0,21 t ha^{-1} a^{-1}) zeigte die Bodenklasse „Schwarzerde“ im Mittel einen höheren C_{org}-Verlust. Dies widerspricht der Annahme, dass die organische Substanz in Schwarzerden nicht zuletzt wegen des erhöhten Anteils inerten C_{org} stabiler ist (Kolbe 2010, Schmidt et al. 1999). Ein möglicher erhöhter Anteil der stabilen C_{org}-Fraktion wird in den Bodenkohlenstoffmodellen nicht berücksichtigt. Hier erfolgte die Quantifizierung des inerten C_{org} über den initialen C_{org}-Vorrat, den Tongehalt und das C:N-Verhältnis des Bodens. Überraschenderweise waren die C_{org}-Verlustraten für Böden der Klasse „Schwarzerde“ (n = 12) aus dem Datensatz der Bodendauerbeobachtungsflächen deutlich höher (nicht gezeigt), was als Hinweis zu werten ist, dass die stabile C_{org}-Fraktion dieser Bodenklasse in unser Modellierung in ihrer Stabilität nicht systematisch unterschätzt wurde.

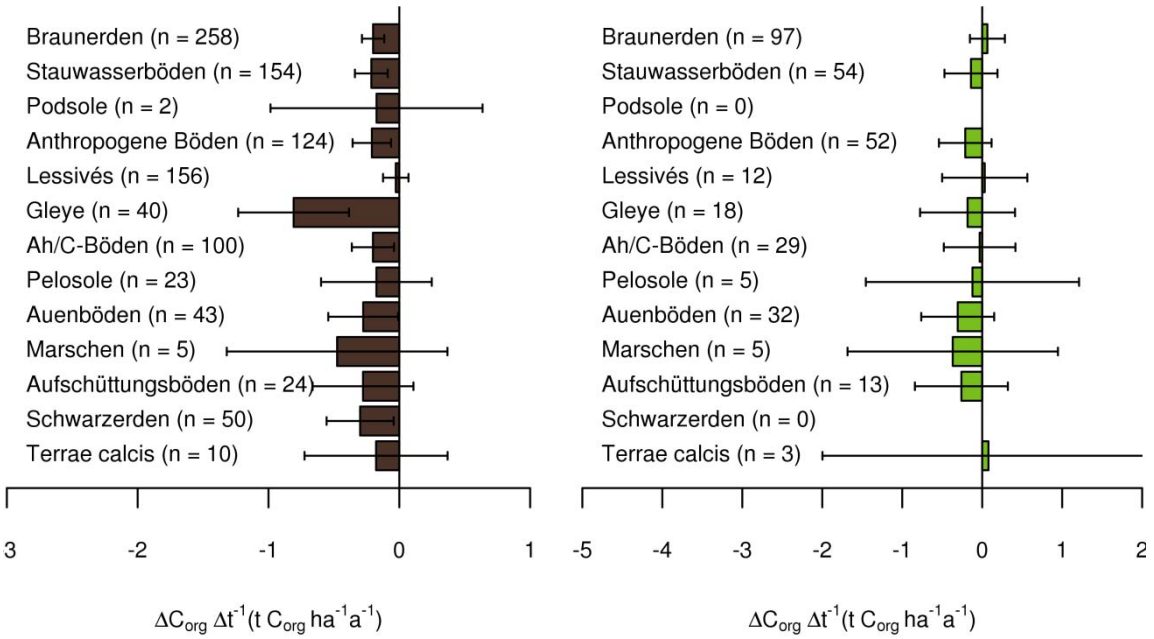


Abbildung 3-46: Modellierte Raten der Änderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Oberboden (0-30 cm) stratifiziert nach Bodenklassen nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5; Ad-hoc-AG Boden 2005) für Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft unter Acker- (links) und Dauergrünlandnutzung (rechts) und einen Modellierungszeitraum von 10 Jahren; Mittelwert und 95 % Konfidenzintervall

Ausblick

Die Modellierung und die Analyse von Trends der Änderung des C_{org}-Vorrates in grundwasserfernen Oberböden der BZE-LW zeigten im Mittel C_{org}-Verluste für Böden unter Ackernutzung. Dies galt sowohl für Böden, die in den letzten 60 Jahren Landnutzungsänderungen erfuhren, als auch für solche, die unter dauerhafter Ackernutzung waren. Für grundwasserferne Grünlandböden zeigten die Modelle keine signifikanten Änderungen des C_{org}-Vorrates. Die Modellergebnisse geben wichtige Informationen über mögliche Entwicklungen und Einflussgrößen des und auf den C_{org} im Boden an den einzelnen Beprobungspunkten; sie sind jedoch kein Ersatz für die verlässliche Analyse von Veränderungen des C_{org}-Vorrates durch regelmäßige Inventuren. Letztere sind auch von zentraler Bedeutung für die Validierung und Verbesserung von Bodenkohlenstoffmodellen. Die Ergebnisse der Modellierung fügen sich gut in beobachtete regionale Trends des C_{org}-Vorrates in Böden in Zentral- und Nordeuropa ein, wie der Vergleich mit europäischen Studien, die im Rahmen von wiederholten Bodenzustandserhebungen entstanden sind, zeigt: Im europäischen Ausland wurden ab 1990 C_{org}-Verluste zwischen -0,05 t ha^{-1} a^{-1} und -0,74 t ha^{-1} a^{-1} für mineralische Böden unter Ackernutzung durch wiederholte Bodeninventuren bilanziert (Tabelle 3-18); dies betrifft Belgien, Finnland sowie Dänemark (Heikkinen et al. 2013, Lettens et al. 2005, Taghizadeh-Toosi et al. 2014b). Interessant ist in diesem Rahmen, dass in Dänemark Änderungen

des C_{org}-Vorrates in 25-50 cm Tiefe (0,27 t ha^{-1} a^{-1} von 1986-1997 und -0,57 t ha^{-1} a^{-1} von 1997-2009) viel prägnanter, als im Oberboden waren. Die Trendabschätzungen im Rahmen der hier berichteten BZE-LW adressierten ausschließlich Änderungen des C_{org}-Vorrates im Oberboden (0-30 cm), so dass eine möglicherweise relevante Komponente, der Unterboden, außeracht gelassen wurde. In anderen Studien für England und Wales (Bellamy et al. 2005), Nordfrankreich (Saby et al. 2008) und Bayern (Capriel et al. 2013), in denen nicht der C_{org}-Vorrat sondern der C_{org}-Gehalt ausgewertet wurde, wurden ebenfalls Verluste berichtet. Nur in den Niederlanden (Reijneveld et al. 2009) und Schweden (Poeplau et al. 2015) nahm der C_{org}-Gehalt in Böden unter Ackernutzung zu. In Schweden wird dies auf die Zunahme von Grünlandwechselwirtschaft in den Fruchtfolgen zurückgeführt.

In Europa und in Deutschland ist ein Temperaturanstieg, der sich regionenübergreifend auf die C_{org}-Mineralisierung im Boden auswirkt, zu verzeichnen (Maracchi et al. 2005, Siebert & Ewert 2012). Von 1980 bis 2017 stieg die Jahresmitteltemperatur Deutschlands im Schnitt um 0,038 °C a^{-1} (Umweltbundesamt 2018b). Das ist eine absolute Steigerung von über 1 °C für diesen Zeitraum. Um die zusätzliche C_{org}-Mineralisierung, die durch diese Erwärmung im Boden induziert würde, zu kompensieren, wäre ein zusätzlicher C_{org}-Eintrag von etwa 0,5 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (28 % des aktuellen Eintrages) aus oberirdischen Pflanzenresten oder 0,32 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (26 % des aktuellen Eintrages) aus zusätzlicher Wurzelbiomasse bzw. 0,26 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (54 % des aktuellen Eintrages) über die organische Düngung nötig. Noch schwerwiegender könnten sich abnehmende Niederschläge in der Vegetationszeit auf den C_{org}-Vorrat im Boden auswirken, da die Produktivität der Kulturarten und damit auch der C_{org}-Eintrag in vielen Regionen maßgeblich von der Wasserverfügbarkeit beeinflusst sind. Eine Verringerung der Erträge um 10 % würde die mittleren langfristigen C_{org}-Verluste im Boden bei unveränderlichen Bedingungen um ca. 3,1 t ha^{-1} auf 9,3 bis 11,1 t ha^{-1} erhöhen. Die Szenarien unterstreichen die zentrale Bedeutung der Anpassung der Landwirtschaft an den Klimawandel für den Erhalt des C_{org}-Vorrates im Boden.

Tabelle 3-18: Mittlere Veränderungen des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in mineralischen Oberböden unter Acker- (A) und Grünlandnutzung (G) berichtet aus wiederholten europäischen Inventuren

Region	Landnutzungs-art	Zeitraum	Tiefe (cm)	C_{org}-Veränderung (t C_{org} ha^{-1} a^{-1})	Referenz
Finnland	A	1974-2009	0-15	-0,19	Heikkinen et al. (2013)
Belgien	A	1960-1990	0-30	+0,03	Lettens et al. (2005)
Belgien	A	1990-2000	0-30	-0,20	Lettens et al. (2005)
Belgien, Flandern	A	1990-1999	0-24	-0,90	Sleutel et al. (2003)
Dänemark	A	1986-1997	0-25	+0,00	Taghizadeh-Toosi et al. (2014b)
Dänemark	A	1997-2009	0-25	-0,05	Taghizadeh-Toosi et al. (2014b)
Belgien, westliches Flandern	A	1951-1990	0-24	+0,24	Van Meirvenne et al. (1996)
Schweden	A	1988-2010	0-20	+0,25	Poeplau et al. (2015)
Belgien	G	1960-1990	0-30	+0,47	Lettens et al. (2005)
Belgien	G	1990-2000	0-30	-0,50	Lettens et al. (2005)

3.2.10 Zusätzliche Untersuchungen: Einfluss der Flächenbewirtschaftung auf den organischen Kohlenstoff in mineralischen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung

3.2.10.1 Änderung der Landnutzungsart

Landnutzungsänderungen gehören zu den Eingriffen, die den C_{org}-Vorrat im Boden am stärksten beeinflussen (Freibauer et al. 2004). Dabei speichern Böden unter Dauergrünland- und Waldnutzung deutlich mehr C_{org} als unter Ackernutzung, wie auch in diesem Bericht gezeigt (s. a. Kapitel 3.2.2). Dies wird in der Regel durch die höhere unterirdische Nettoprimärproduktion und den somit höheren wurzelbürtigen C_{org}-Eintrag in den Boden erklärt (z. B. Heikinen et al. 2014, Poeplau et al. 2011; s. a. Kapitel 3.2.5, 3.2.7). Da der Boden, im Gegensatz zu Ackerflächen, nicht mechanisch gestört wird, entwickelt sich zudem eine Bodenstruktur und Aggregierung, die zu einer verstärkten Stabilisierung der organischen Substanz führt (Six et al. 2000). In einer Meta-Analyse zu Landnutzungsänderungen in der temperaten Klimazone fanden wir eine mittlere Abnahme des C_{org}-Vorrates im Boden durch die Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland (Grünlandumbruch) um 36 % (Abbildung 3-47; Poeplau et al. 2011).

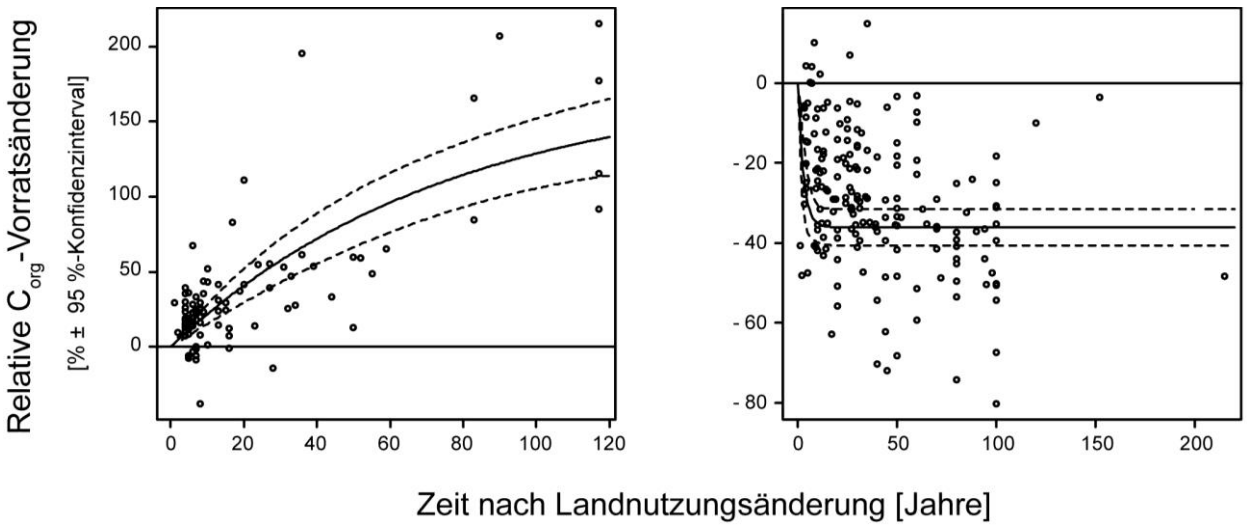


Abbildung 3-47: Relative Veränderung (%) des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden nach Landnutzungsänderung von Acker zu Dauergrünland (links; 0-24 ± 11 cm Tiefe) und nach Umbruch von Dauergrünland mit anschließender Ackernutzung (rechts; 0-27 ± 11 cm Tiefe); aus Poeplau et al. 2011

Die Umnutzung von Acker zu Dauergrünland führte zu sehr viel langsamer Anreicherung des C_{org} im Boden als der Verlust bei Grünlandumbruch (Poeplau et al. 2011). Eine Akkumulationszeit des C_{org} im Boden von mehr als 100 Jahren ist dabei in temperatem Klima anzunehmen, wie auch

Langzeitversuche zeigen (Johnston et al. 2009). Bei Grünlandumbruch ist hingegen schon nach 20 Jahren ein neues Fließgleichgewicht erreicht (Poeplau et al. 2011). Die Untersuchungen der BZE-LW zeigten, dass auf 85 % der in Niedersachsen liegenden Beprobungspunkte in den letzten 200 Jahren Landnutzungsänderungen stattgefunden haben und auf 37 % in den letzten 40 Jahren (Kapitel 3.2.6). Auf 26 gepaarten Flächen mit Landnutzungsänderung in Europa (Poeplau & Don 2013) wurden die Ergebnisse der globalen Meta-Analyse (Poeplau et al. 2011) bestätigt. Durch Beprobung bis in 80 cm Tiefe konnten wir zeigen, dass sich Landnutzungsänderungen auch auf den C_{org}-Vorrat im Unterboden auswirken: Zehn Prozent der Veränderungen des C_{org}-Vorrates fanden unterhalb von 30 cm Tiefe statt. Zusätzlich konnten wir zeigen, dass besonders der labile POM-C_{org} im Boden bei Umbruch von Dauergrünland verloren geht. Eine gute Kenntnis über den Stabilisierungsgrad von C_{org} im Boden ist also hilfreich für die Vorhersage von Landnutzungsänderungseffekten. Landnutzungsänderungen gehören zu den anthropogenen Eingriffen mit dem stärksten direkten Einfluss auf den C_{org}-Vorrat im Boden. Der C_{org}-Vorrat ist vulnerabel und geht nach Umbruch von Dauergrünland relativ schnell verloren. Verluste an C_{org} sind zwar reversibel, aber der Aufbau und die Rückgewinnung sind langsame, langfristige Prozesse, die über 100 Jahre dauern können (Poeplau et al. 2011). Der Schutz von Dauergrünland und zusätzlich mögliche Landnutzungsänderungen von Acker zu Dauergrünland sind also wichtige Maßnahmen für den Erhalt und den Aufbau des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland.

3.2.10.2 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Zwischenfruchtanbau

Zwischenfruchtanbau ist der Anbau von Kulturarten, die zwischen den Hauptfrüchten als Gründüngung oder zur Nutzung als Tierfutter angebaut werden. Der Zwischenfruchtanbau sorgt neben einer Nährstoffbindung nach Ernte der Hauptfrucht oder der Unkrautregulierung für einen erhöhten C_{org}-Eintrag in den Boden, v. a. wenn die Biomasse auf der Fläche verbleibt (Gründüngung). Bei jährlichem Anbau von Zwischenfrüchten werden durchschnittlich 320 kg C_{org} ha^{-1} a^{-1} zusätzlich im Boden gespeichert (Abbildung 3-48; 0 bis durchschnittlich 22 cm Tiefe; Poeplau & Don 2015). Hierbei konnten keine Unterschiede zwischen verschiedenen Arten von Zwischenfrüchten oder unterschiedlichen pedo-klimatischen Verhältnissen gefunden werden, da der Datensatz mit 37 Feldstudien recht beschränkt war.

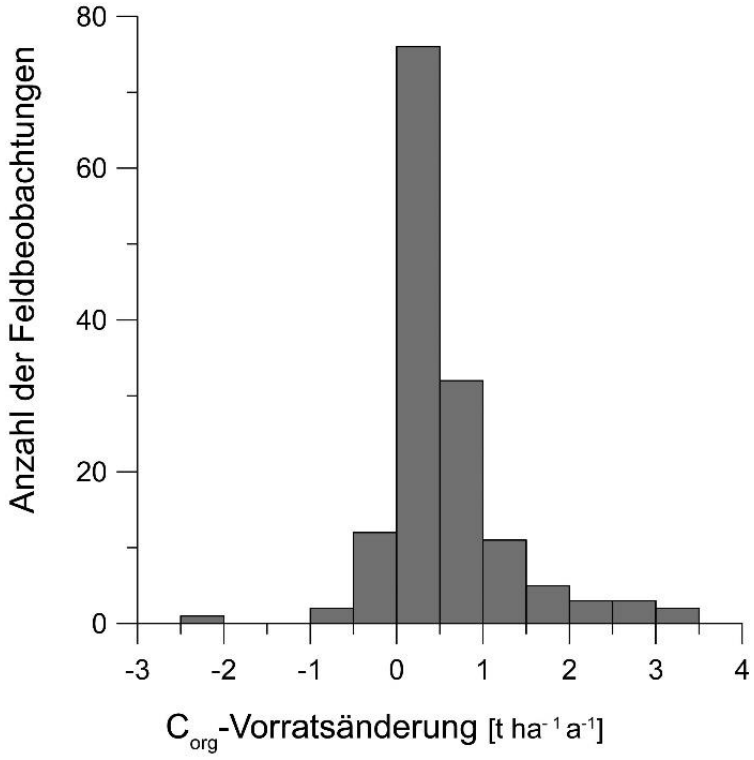


Abbildung 3-48: Veränderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden durch jährlichen Zwischenfruchtanbau im Vergleich zu Fruchtfolgen ohne Zwischenfrüchte (0 bis durchschnittlich 22 cm Tiefe); aus Poeplau & Don (2015)

Im Vergleich zu anderen Maßnahmen ist der Zwischenfruchtanbau eine sehr wirksame Maßnahme, um den C_{org}-Vorrat im Boden zu erhöhen. Zwischenfrüchte lassen sich jedoch nicht immer in die Fruchtfolge integrieren; insbesondere nicht vor dem Anbau von Winterkulturen oder spät räumenden Hauptfrüchten. Auch Mangel an Bodenwasser nach der Ernte der Hauptfrucht kann die Eignung eines Standortes für den Zwischenfruchtanbau begrenzen. Neue Studien belegen jedoch für winterabfrierende Zwischenfrüchte keinen höheren Wasserverbrauch als auf einer Brache (Böttcher et al. 2015). Aus den Fragebögen zur Flächenbewirtschaftung in der BZE-LW (s. Kapitel 2.3) zeigte sich mit dem Jahreswechsel 2015/2016 ein steigender Trend für den Anbau von Zwischenfrüchten – vermutlich als s. g. *„greening“* als Konsequenz der GAP-Verordnung 1307/2013 (Europäisches Parlament & Rat der Europäischen Union 2013). Ferner zeigten die Fragebögen der BZW-LW, dass auf 34 % der beprobten Flächen unter Ackernutzung (n = 1766) in mindestens einem Jahr Zwischenfrüchte angebaut wurden, auf 30 % der Flächen in mehr als 10 % der berichteten Anbaujahre (s. Kapitel 3.2.5). Der C_{org}-Eintrag in den Boden über Zwischenfrüchte machte dennoch im Mittel aller Beprobungspunkte lediglich 6 % des gesamten C_{org}-Eintrages in Böden unter Ackernutzung in Deutschland aus und könnte weiter gesteigert werden.

3.2.10.3 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Bodenbearbeitung

Reduzierte Bodenbearbeitung

Reduzierte Bodenbearbeitung bezeichnet in diesem Bericht alle Verfahren ohne den Einsatz von wendenden Pflügen. Die Aussaat der nachfolgenden Kulturart erfolgt dabei in die leicht bearbeitete Mulchschicht (Mulchsaat) oder direkt in den unbearbeiteten Boden (Direktsaat). Diese Verfahren sind in den USA und Südamerika mit auf 40 bis 50 % der Flächen unter Ackernutzung weit verbreitet (Derpsch et al. 2010). In Deutschland ist die Direktsaat derzeit immer noch unüblich (in der BZE-LW in 25 % der Anbaujahre laut der Fragebögen zur Flächenbewirtschaftung; s. Kapitel 2.3). Immer mehr Landwirte stellen jedoch auf eine nicht-wendende Bodenbearbeitung um: Die Auswertungen der Fragebögen zur Bewirtschaftung von Ackerflächen in der BZE-LW (s. Kapitel 2.3) zeigte, dass auf 18 % der Beprobungspunkte im berichteten Zeitraum auf eine wendende Bodenbearbeitung gänzlich verzichtet wurde. Reduzierte Bodenbearbeitung kann zur Verbesserung der Bodenstruktur und zur Verminderung der Erosionsgefährdung beitragen und reduziert den Dieselverbrauch. Der Effekt von reduzierter Bodenbearbeitung auf den C_{org}-Vorrat im Boden wurde jedoch vielfach überschätzt (Baker et al. 2007, Powlson et al. 2014). Während es an der Bodenoberfläche unter reduzierter Bodenbearbeitung zu einer C_{org}-Anreicherung kommt, nimmt der C_{org}-Gehalt in den darunter liegenden Tiefenstufen der Ackerkrume ab (Abbildung 3-49). Im gesamten Bodenprofil unterscheidet sich daher der C_{org}-Vorrat im Boden oft kaum zwischen den verschiedenen Bodenbearbeitungsvarianten.

In einer Meta-Analyse von Langzeit-Feldversuchen in der temperaten Klimazone mit Berücksichtigung der gesamten Krumentiefe fanden wir im Mittel „nur“ +0,15 ± 0,11 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} C_{org}-Vorratsanreicherung (Mittelwert und Standardabweichung aus 86 Studien, 0-46 ± 22 cm Tiefe) bei Direktsaatverfahren ohne Bodenbearbeitung im Vergleich zu konventioneller Bodenbearbeitung (Abbildung 3-50 links). Bei den meisten Studien war die Vornutzung vor Versuchsbeginn eine konventionelle Bodenbearbeitung. Bei vielen Studien kam es auch zu C_{org}-Verlusten aus dem Boden, so dass die Akkumulation nicht signifikant war. Ebenso ergab sich durch reduzierte Bodenbearbeitung (Mulchsaat) in Langzeitversuchen (> 30 Jahre) keine signifikanten Änderung des C_{org}-Vorrates mit + 0,16 ± 0,10 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} im Vergleich zu konventioneller Bodenbearbeitung (Mittel und Standardabweichung aus 36 Studien; 0-37 ± 13 cm Tiefe; Abbildung 3-50 rechts).

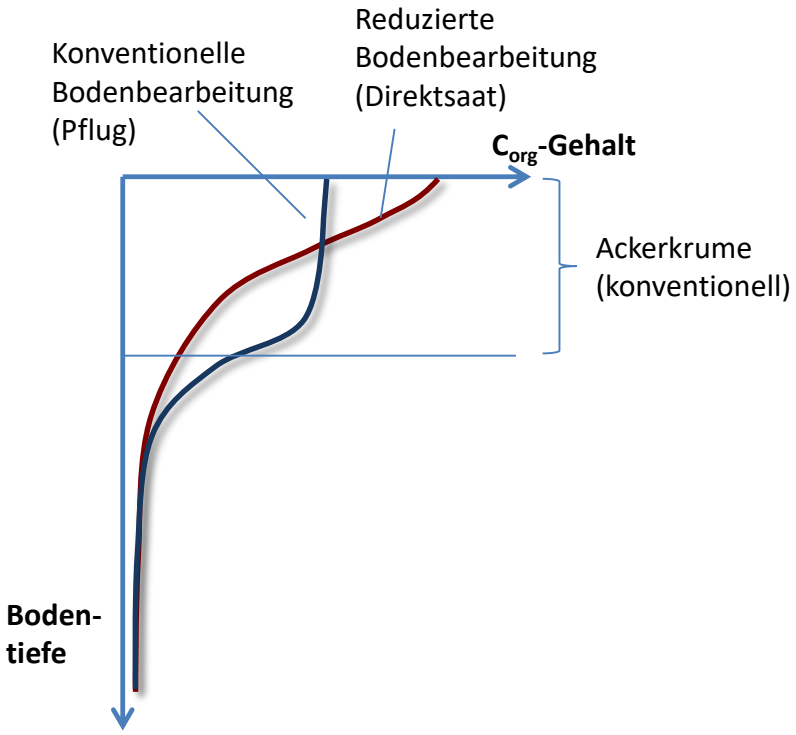


Abbildung 3-49: Verteilung des Kohlenstoffes im Bodenprofil bei reduzierter (Direktsaat) im Vergleich zu konventioneller (wendender) Bodenbearbeitung

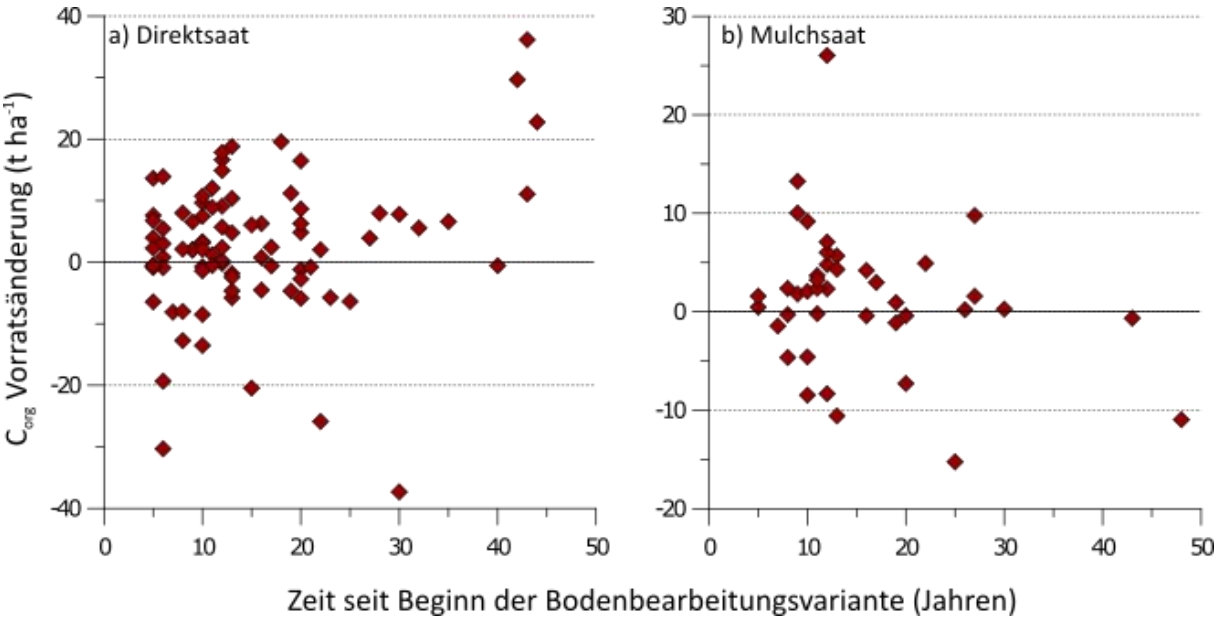


Abbildung 3-50: Änderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Oberboden (Mittel: 0-29,7 cm) nach Einführung von Direktsaat (links, 86 Feldstudien, 0-46 ± 22 cm Tiefe) oder Mulchsaat (rechts, 36 Feldstudien, 0-37 ± 13 cm Tiefe) im Vergleich zu einer Referenzbehandlungsvariante mit konventioneller Bodenbearbeitung (Pflug)

Tiefpflügen

Die zur reduzierten Bodenbearbeitung „gegensätzliche“ Bodenbearbeitungsmaßnahme ist das meliorative Tiefpflügen, bei dem der Boden einmalig auf > 60 cm komplett gewendet wird. Tiefpflügen war in Deutschland besonders bis in die 1970er Jahre hinein populär (Eggelsmann 1979); Böden mit Stauhorizonten, wie Podsole, konnten durch Tiefpflügen kultivierbar gemacht werden. Die Fragebögen zum Flächenmanagement in der BZE-LW zeigten einen Einsatz von meliorativem Tiefpflügen auf 4 % der beprobten Flächen von mineralischen und Moor- sowie moorähnlichen Böden unter Ackernutzung. Beim Tiefpflügen wird ein Großteil des C_{org} im Boden in den Unterboden gebracht. Untersuchungen ergaben 35-45 Jahre nach dem Umbruch einen im Mittel 42 % erhöhten C_{org}-Vorrat in 0-100 cm Tiefe im Boden (Abbildung 3-51; Alcántara et al. 2016). Nieder & Richter (2000) wiesen ebenfalls darauf hin, dass Tiefpflügen die C_{org}-Speicherung in Ackerböden erhöht. Der in den Unterboden eingepflügte C_{org} aus der Krume war im Unterboden unerwartet stabil (Alcántara et al. 2016). Zusätzlich akkumulierte sich neuer C_{org} in der neu entstandenen, zunächst sehr C_{org}-armen Ackerkrume im Oberboden. Der Prozess dieser C_{org}-Anreicherung war auch nach vier Jahrzehnten nach dem Tiefpflügen nicht abgeschlossen: Die neue Ackerkrume enthielt im Mittel noch 15 % weniger C_{org} als die nicht-tiefgepflügte Referenz (Alcántara et al. 2016). Es besteht noch erheblicher Forschungsbedarf zu diesen technischen Verfahren der Erschließung von Unterböden für die C_{org}-Speicherung. Die Effekte von tiefer Bodenbearbeitung lassen sich nur in Versuchen mit gepaarten Flächen (s. o.), bei denen eine Referenzfläche besteht, nachweisen.

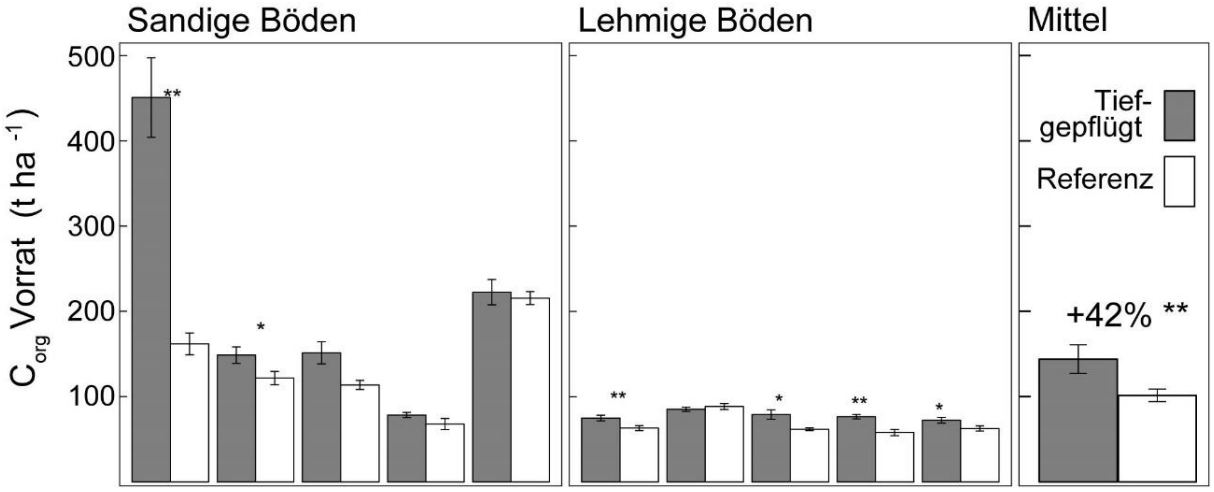


Abbildung 3-51: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) (0-100 cm) im Boden 35-45 Jahre nach eimaligem Tiefpflügen und in nicht gepflügten Referenzflächen in Norddeutschland; Mittelwert und Standardfehler (sandige Böden: n = 5, lehmige Böden: n = 5); aus Alcántara et al. 2016; Sternchen kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$; Tukey) zwischen tiefgepfügter und Referenzvariante

3.2.10.4 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Organische Düngung

Die organische Düngung umfasst alle Wirtschaftsdünger, wie Gülle und Stallmist, jedoch auch andere Dünger wie Komposte und Klärschlamm. Sie dient besonders der Rückführung von Nährstoffen auf landwirtschaftliche Flächen. Durch organische Düngung kann der C_{org}-Vorrat im Boden deutlich erhöht werden: Pro t ausgebrachtem Stallmist-C_{org} durchschnittlich um 320 kg ha^{-1} im Oberboden (0-30 cm (Carlgren & Mattsson 2001, Körschens et al. 2013). In europäischen Dauerversuchen war der C_{org}-Vorrat im Oberboden durchschnittlich 6 t ha^{-1} höher im Vergleich zu rein mineralisch gedüngten Varianten (Carlgren & Mattsson 2001, Körschens et al. 2013). Dies entspricht einer Sequestrierungsrate von 160 kg C_{org} ha^{-1} a^{-1} über einen Versuchszeitraum von 42 Jahren bei 5-10 t Stallmistdüngung pro Hektar und Jahr. Der kumulative C_{org}-Eintrag führt also linear zu einer Erhöhung des C_{org}-Vorrates (Abbildung 3-52). Die Effekte der organischen Düngung sind abhängig von der Art des Düngers und von den Bodeneigenschaften (z. B. Gerzabek et al. 2005).

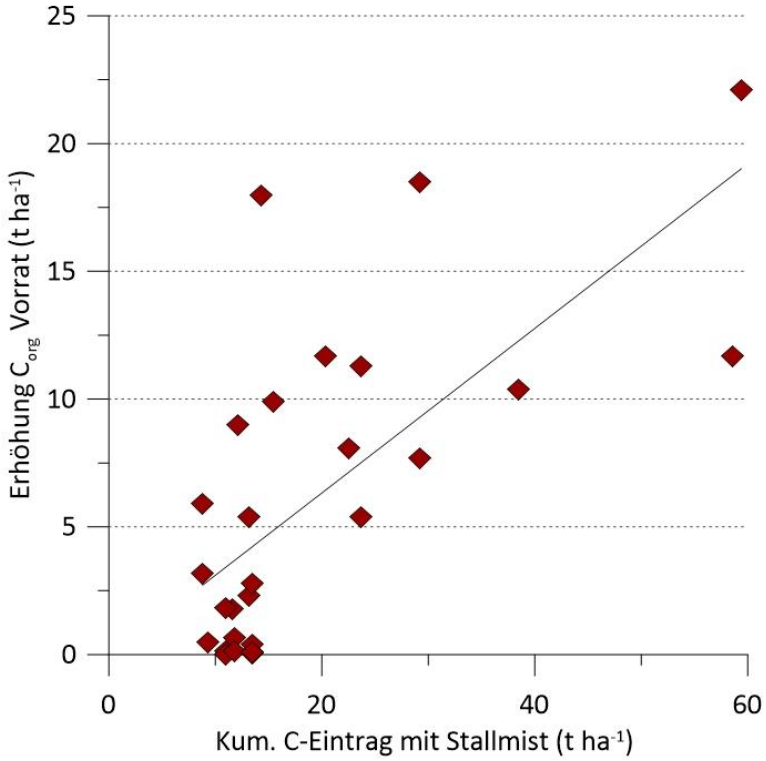


Abbildung 3-52: Erhöhung des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden durch Stallmistdüngung (kumulativ über mehrere Jahre als C-Eintrag dargestellt); Daten aus Carlgren & Mattsson (2001; 0-20 cm Tiefe), Körschens et al. (2013; 0-30 cm Tiefe)

Nach Auswertung der Fragebögen zur Flächenbewirtschaftung in der BZE-LW (s. Kapitel 2.3) wurden organische Dünger auf 69 % aller Flächen unter Acker- und auf 80 % aller Flächen unter Grünlandnutzung eingesetzt, weil die Spezialisierung in der Landwirtschaft und die räumliche Trennung von Tierhaltungs- und Marktfruchtbetrieben immer weiter voran schreiten (s. Kapitel 3.2.5). Andere organische Dünger sind nur in begrenzten Mengen in Deutschland verfügbar; so könnten mit den verfügbaren Fertigkompostmengen in Deutschland nur 1-2 % der Ackerflächen versorgt werden (Höper & Schäfer 2012).

3.2.10.5 Bewirtschaftung von Ackerflächen: Fruchtfolge

Auch die Fruchtfolgegestaltung hat einen Effekt auf den C_{org} im Boden: Wichtige Faktoren sind hierbei vermiedene Brachezeiten, möglichst hohe Mengen an Ernterückständen, die auf der Fläche verbleiben sowie Durchwurzelungsintensität und -tiefe. Kulturarten, die sich positiv auf den C_{org}-Gehalt im Boden auswirken (s. g. „humusmehrend"), sind Gräser, Kleegras sowie Körnerleguminosen und Gemenge mit Leguminosen (Körschens et al. 2005). Besonders positiv wirken aufgrund der fehlenden Brachezeit und der intensiven Durchwurzelung mehrjährige Kulturen (s. g. Grünlandwechselwirtschaft; s. Kapitel 2.5.1). In Schweden konnten zwischen 1990 und 2010

der mittlere landesweite C_{org}-Gehalt im Boden unter Ackernutzung um 8 % erhöht werden durch den Anstieg von Ackergrasanbau von 35 % auf 50 % auf der Gesamtfläche (Abbildung 3-53). Auswertungen der Fragebögen zur Flächenbewirtschaftung in der BZE-LW (s. Kapitel 2.3) ergaben, dass in Deutschland auf 13 % der untersuchten Ackerflächen Grünlandwechselwirtschaft betrieben wird. Besondere Bedeutung für den C_{org} im Boden können tiefwurzelnde Kulturarten, z. B. Luzerne, haben. Durch sie wird C_{org} in den Unterboden, d. h. in Bereiche, in denen eine hohe ungenutzte Speicherkapazität für C_{org} besteht (Rumpel & Kögel-Knabner 2011), verbracht. Wieviel C_{org} durch tiefwurzelnde Kulturarten zusätzlich gespeichert werden kann, ist aktuell nicht bekannt und bedarf weiterer Forschung. Unklar ist auch, wie sich der züchterische Fortschritt und die optimierte Düngung auf die Menge der Ernterückstände, die Durchwurzelungsintensität und Durchwurzelungstiefe ausgewirkt haben.

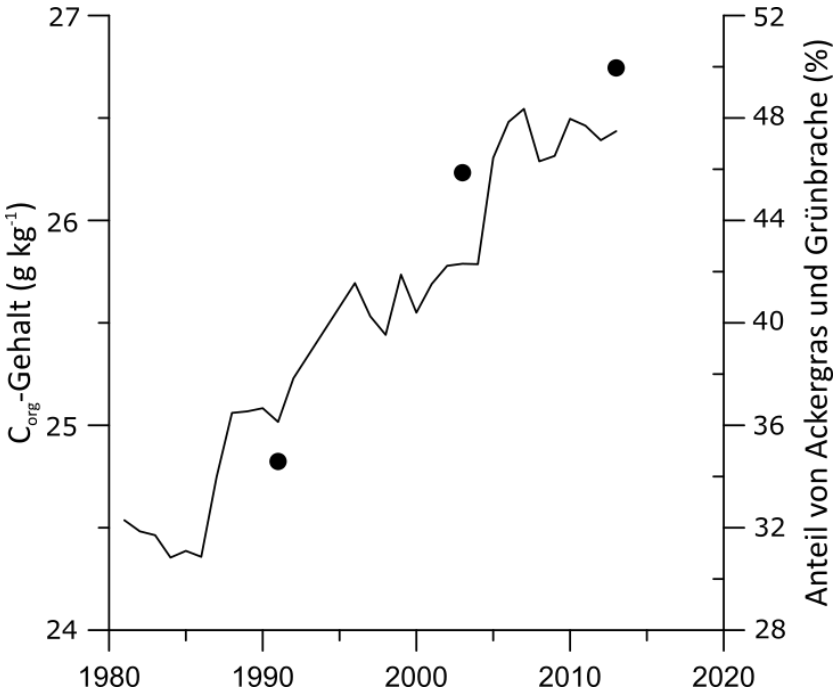


Abbildung 3-53: Zeitliche Entwicklung des mittleren Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in schwedischen Ackerböden (Punkte) und zeitliche Entwicklung des Anteils von Ackergras und Grünbrache an der gesamten Ackerfläche (Linie); aus Poeplau et al. (2015)

3.2.10.6 Bewirtschaftung von Dauergrünland: Mineralische Düngung

Die ausführliche Beschreibung und Wertung der Ergebnisse zu Effekten der Mineraldüngung im Dauergrünland findet sich in der Publikation von Poeplau et al. (2018). An dieser Stelle werden die wichtigsten Ergebnisse kurz zusammengefasst.

Die Düngung mit PK, NPK und NPK+ hatte in den beprobten Versuchen einen signifikant positiven Effekt auf den C_{org}-Vorrat im Oberboden (0-30 cm). Sowohl NPK, als auch NPK+-Düngung führten in allen Versuchen tendenziell zu einer Erhöhung des C_{org}-Vorrates im Boden, während PK-gedüngte Varianten in drei von fünf Versuchen tendenziell höheren Vorrat aufwiesen als die ungedüngte Kontrolle. Bei der Auswertung der einzelnen Versuchsstandorte konnten kaum signifikante Düngeeffekte festgestellt werden, wohingegen bei gleichzeitiger Auswertung mehrerer Standorte Effekte feststellbar waren. Die mittlere Änderung im C_{org}-Vorrat im Boden der PK, NPK und NPK+ gedüngten Varianten war, auf das gesamte Profil bezogen, 4,14, 4,04 und 6,59 t C_{org} ha^{-1}, was jährlichen Akkumulationsraten von 0,28, 0,13 und 0,37 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} entspricht. Diese Akkumulationsraten sind vergleichbar mit organischen Düngern im Ackerbau wie Ernterückstände, Gründüngung und Gülle (Freibauer et al. 2004) und lagen in der gleichen Größenordnung wie die in einer globalen Meta-Studie ermittelte Anreicherungsrate nach Düngung im Boden unter Grünlandnutzung von 0,3 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} (Conant et al. 2001). Für NPK-Düngung ergab sich versuchsübergreifend eine enge Korrelation von kumulativer N-Zufuhr und kumulativer C_{org}-Speicherung (Abbildung 3-54). Pro Einheit N (kg) konnte etwa eine Einheit C_{org} (kg) gespeichert werden, was sich mit den Ergebnissen in Mineraldüngerversuchen auf Ackerflächen in Südschweden deckt (Kätterer et al. 2012). Der positive Einfluss von NPK-Düngung auf den C_{org}-Vorrat im Boden wurde dabei häufig mit gesteigerter Nettoprimärproduktion und damit verbundenen höheren C_{org}-Einträgen erklärt (Christopher & Lal 2007, Kätterer et al. 2012). Dennoch bleiben ungeklärte Ergebnisse: Die PK- und NPK-Düngung führte auch in dieser Studie zu deutlich erhöhten oberirdischen Biomasseerträgen, jedoch war die Wurzelbiomasse in den gedüngten Varianten tendenziell (nicht signifikant) geringer als in den ungedüngten Varianten. Im Mittel wurde ein Vorrat an Wurzel-C_{org} von 3,38 ± 1,15 t ha^{-1} ermittelt. Zudem zeigte sich der stärkste Effekt auf den C_{org}-Vorrat nicht direkt unterhalb der Bodenoberfläche sondern in 10-20 cm Tiefe.

Im Gegensatz zu dem nicht signifikanten Düngeeffekt auf den Vorrat an Wurzel-C_{org} (Abbildung 3-55) wurde ein hoch signifikanter Effekt auf das C:N-Verhältnis der Wurzelbiomasse festgestellt (nicht gezeigt). Sowohl in den NPK- als auch in den PK-Düngevarianten stieg der N-Gehalt der Wurzelbiomasse mit der Düngung deutlich an. In den PK-gedüngten Parzellen konnte die steigende N-Verfügbarkeit mit einem höheren Anteil an Leguminosen in der Artenzusammensetzung der oberirdischen Biomasse erklärt werden. Welche Bedeutung die veränderte stoffliche Zusammensetzung der Wurzelbiomasse für den Anstieg des C_{org}-Vorrates im Boden der untersuchten Versuche hatte, muss in weiteren Studien geklärt werden.

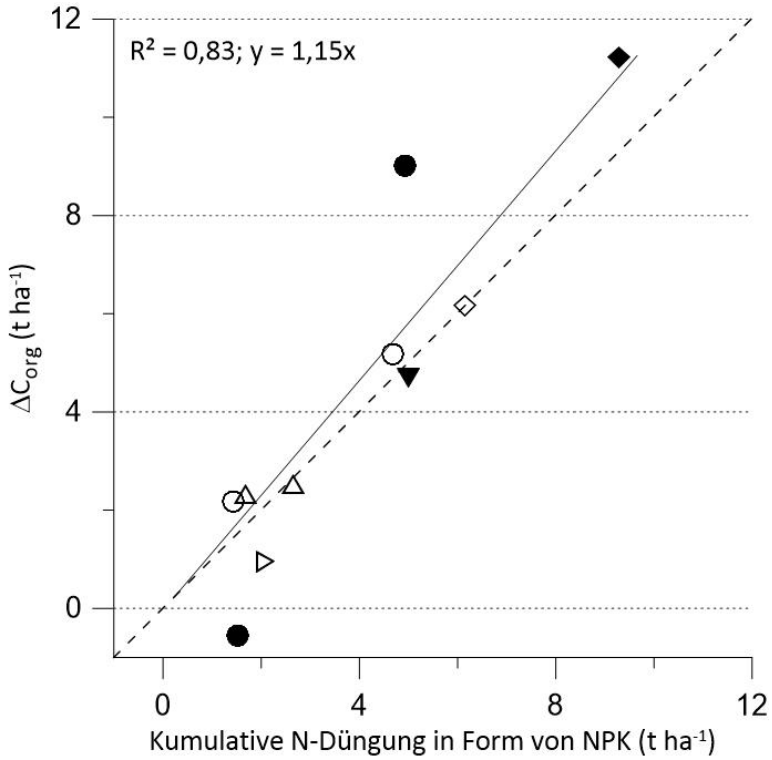


Abbildung 3-54: Zusammenhang zwischen kumulativer (über die gesamte Versuchslaufzeit) Stickstoff (N)-Düngung in den Varianten mit N-Phosphor-Kalium--(NPK) Düngung und Änderung des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Boden (0-30 cm) an sieben Untersuchungsstandorten (unterschiedliche Symbole); Regressionsgleichung (durch den Ursprung gezwungen) und Bestimmtheitsmaß, Regressionsgerade (durchgezogen) und 1:1-Linie (gestrichelt)

Insgesamt ergab die Studie, dass mineralische Düngung einen positiven Einfluss auf den C_{org}-Vorrat im Boden von Mähwiesen in der temperaten Klimazone haben kann. Da sich der C_{org}-Vorrat im Boden allerdings nur sehr langsam ändert und bewirtschaftungsbedingte Änderungen im Vergleich zum Gesamtvorrat relativ gering sind, war eine Vielzahl (n = 7) von Langzeitexperimenten nötig, um statistisch signifikante Änderung zu detektieren. Darüber hinaus konnte ein Wurzelbiomasse-Datensatz gewonnen werden, der in dieser Form in Deutschland einzigartig sein dürfte und eine wichtige Grundlage für die allgemeine Berechnung von C_{org}-Eintrag in Böden unter Dauergrünlandnutzung darstellt.

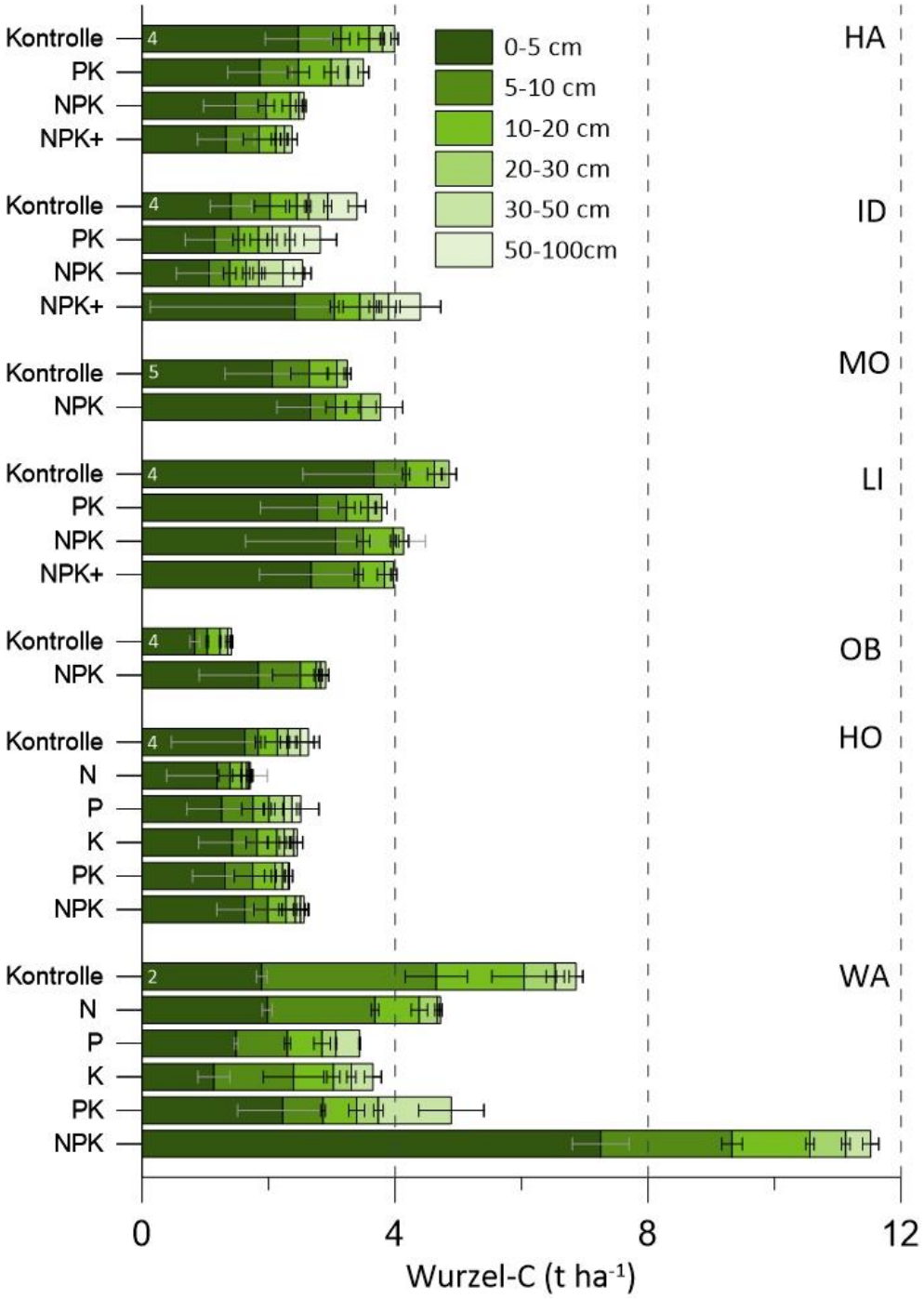


Abbildung 3-55: Mittlerer Vorrat an organischem Wurzelkohlenstoff (Wurzel-C) und Standardabweichung aller beprobten Düngevarianten; weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang und Kürzel auf der rechten Seite kennzeichnen den jeweiligen Versuch (Poeplau et al. 2018)

3.2.10.7 Fazit

Die landwirtschaftliche Bewirtschaftung und Nutzungsart hat einen großen Einfluss auf den C_{org}-Vorrat im Boden. Dieser Einfluss wird auf nationaler Skalaenebene weitgehend überdeckt von der natürlichen Variabilität der Böden und deren Eigenschaften (Kapitel 3.2.7). Einzig die Landnutzungsart wird von dieser Variabilität nicht überdeckt, wie die BZE-LW eindeutig zeigte. Auch in den hier vorgestellten zusätzlichen Untersuchungen, in denen die natürliche Variabilität durch gepaarte Versuche und Parzellenversuche ausgeschlossen wurde, war die Landnutzungsart die wichtigste anthropogene Einflussgröße für den C_{org}-Vorrat (Kapitel 3.2.10.1). Einzig die Nutzung des Unterbodens als zusätzlichen C_{org}-Speicher durch den Einsatz von Tiefpflügen hatte ähnlich starke Wirkung auf den C_{org}-Vorrat im Boden. Alle anderen Bewirtschaftungsmaßnahmen führten zu Veränderungen des C_{org}-Vorrates, die unter ½ t C_{org} ha^{-1} a^{-1} liegen. Der C_{org}-Vorrat reagiert also meist nur sehr langsam auf die Bewirtschaftung. Trotz geringer C_{org}-Vorratsänderung können diese aber klimarelevant werden, denn, 1) die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland mit mineralischen Böden ist so groß, dass auch kleine C_{org}-Vorratsänderungen für die deutsche Treibhausbilanz relevant werden. Solche C_{org}-Anreicherungen sind aber auch reversibel und damit keine langfristig gesicherte Klimaschutzmaßnahme; und 2) ist es bei einem ausreichend langem Betrachtungszeitraum möglich den C_{org}-Vorrat und die damit einhergehenden Boden- und Ökosystemfunktionen auch bei kleinen jährlichen Änderungsraten deutlich zu steigern, was die Wichtigkeit einer langfristigen Agrarstrategie sowohl auf Betriebseben als auch bei den politischen Rahmenbedingungen unterstreicht. Die in diesem Kapitel ausgewählten und umrissenen Bewirtschaftungsmaßnahmen geben Beispiele für den Einfluss der Flächenbewirtschaftung auf $C_{org.}$ Erst in einer wiederholten BZE-LW nach etwa 10 Jahren werden Unterschiede und Veränderungen durch die Bewirtschaftung nachweisbar werden.

3.3 Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden

Der C_{org}-Gehalt und sämtliche weitere Bodeneigenschaften werden für Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden nicht nach Landnutzungsart, sondern nach Moorklassen stratifiziert dargestellt. Verluste an C_{org} von Moorstandorten sind sehr stark von Grundwasserstand und -dynamik sowie von den Bodeneigenschaften abhängig. Die Nutzung als Acker oder Dauergrünland beeinflusst die CO_2-Emissionen nicht primär, sondern indirekt durch die landnutzungsbedingten Grundwasserstände (Kapitel 3.2.4.3). Daneben ist zu berücksichtigen, dass die Wahl der Landnutzungsart an Moorstandorten stark von den Bodeneigenschaften abhängt, d. h. flachgründige Standorte oder Treposole aus organischen Böden werden tendenziell eher als Acker genutzt als tiefgründige Moorstandorte. Beispielsweise ist bei Letzteren ein hoher C_{org}-Vorrat daher als Ursache und nicht als Auswirkung der Grünlandnutzung zu verstehen.

3.3.1 Gehalt an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff

Der C_{org}-Gehalt der Nieder- und Hochmoorböden folgte typischen Tiefenverläufen entsprechender Standorte (Zauft et al. 2010) (Abbildung 3-56, Abbildung 3-57): Aufgrund der stärkeren Degradierung wiesen die Oberböden einen niedrigeren C_{org}-Gehalt als die Unterböden auf. Der relativ niedrige C_{org}-Gehalt und die hohe Variabilität insbesondere der Tiefenstufe 70-100 cm sind durch Unterschiede in der Torf- und Moormächtigkeit zu erklären (s. a. Kapitel 3.3.3.1; Definition s. Kapitel 2.2.2), d. h. in die Mittelwertbildung fließen bei flachgründigen Standorten auch Daten von Mineralunterbodenhorizonten ein. Der C_{org}-Gehalt in Hochmoorböden lag insgesamt über dem der Niedermoorböden. Dies lässt sich zum einen durch Mineralbodenbeimengungen in die Niedermoorböden, z. B. durch Überschwemmungen, zum anderen aber auch durch die generell stärkere Degradierung der Niedermoorböden erklären: Die mittlere Obergrenze des zeitweilig wassergesättigten Horizonts (*Hw*) lag bei Niedermoorböden bei 29 cm, und bei Hochmoorböden bei 23 cm. In Moorfolgeböden war der C_{org}-Gehalt erwartungs- und definitionsgemäß geringer (Schleier & Behrendt 2000) und nahm mit zunehmender Tiefe und damit mit der Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Mineralbodenhorizonten im Unterboden auf typische Werte für mineralische Böden ab (s. a. Kapitel 3.2.1).

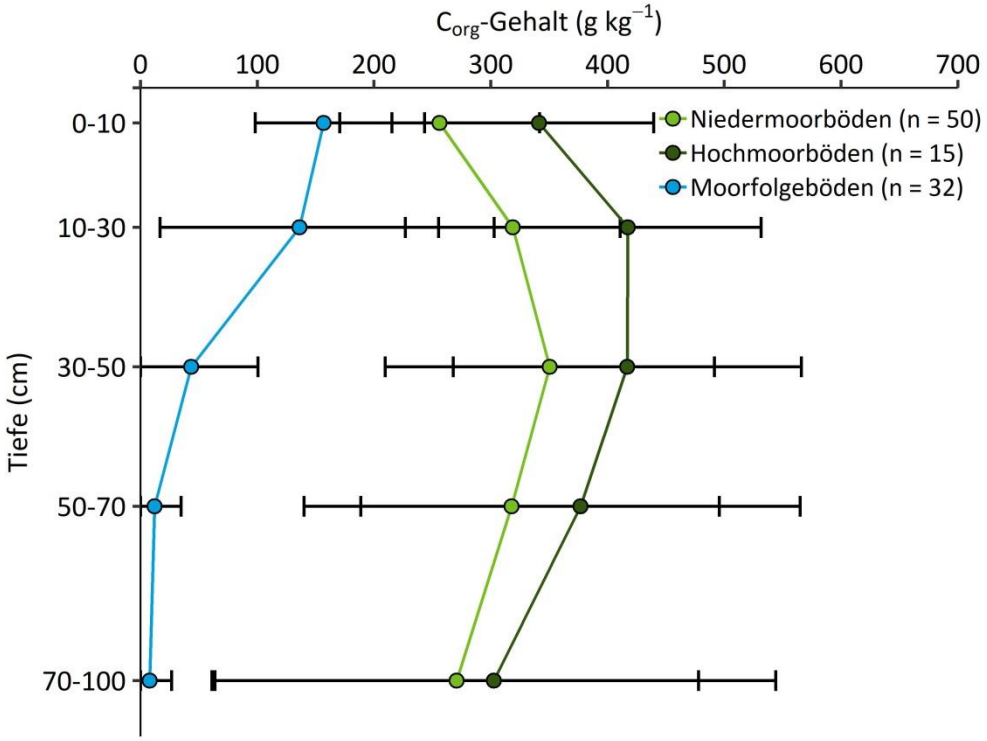


Abbildung 3-56: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Niedermoor-, Hochmoor- und Moorfolgeböden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung; auch in Nieder- und Hochmoorböden gehen im Unterboden teilweise mineralische Horizonte von flachgründigen Standorten in die Mittelwertbildung ein

Der Tiefenverlauf für flach und mächtig überdeckte organische Böden war durch den mineralischen Oberboden als Decke über den organischen Horizonten geprägt (Details zur Überdeckung in Kapitel 3.3.3.4). Der C_{org}-Gehalt lag deutlich über dem von mineralischen Böden unter Dauergrünlandnutzung (s. Kapitel 3.2.1). Unter flachen Überdeckungen entsprach der C_{org}-Gehalt dem der Niedermoorböden, während er unter mächtigen Überdeckungen niedriger war und sich erst in größeren Tiefen annäherte. Die Ähnlichkeit zwischen überdeckten Standorten und Niedermooren war zu erwarten, da die überdeckten Standorte zu 91 % Niedermoortorfe aufwiesen. Einen Sonderfall stellen die Treposole aus organischen Böden dar. Die Auswertung bezüglich des C_{org}-Gehaltes basierte aufgrund der kleinräumigen Heterogenität am Beprobungspunkt ausschließlich auf Mittelwerten der Bohrkerne der Rammkernsondierungen. Es zeigte sich über die Tiefe im Mittel ein recht homogener C_{org}-Gehalt im gesamten Profil von 38-48 g kg^{-1}. Die Variabilität lässt sich durch die typische Schrägschichtung und damit einhergehenden unterschiedlichen Anteilen organischer Horizonte in den Bohrkernen erklären. Aufgrund der Vermengung mit organischen Horizonten liegt der C_{org}-Gehalt über dem der mineralischen terrestrischen anthropogenen Böden (s. a. Kapitel 3.2.1). Eine detailliertere Betrachtung dieser Böden erfolgt im Kapitel 3.3.3.4.

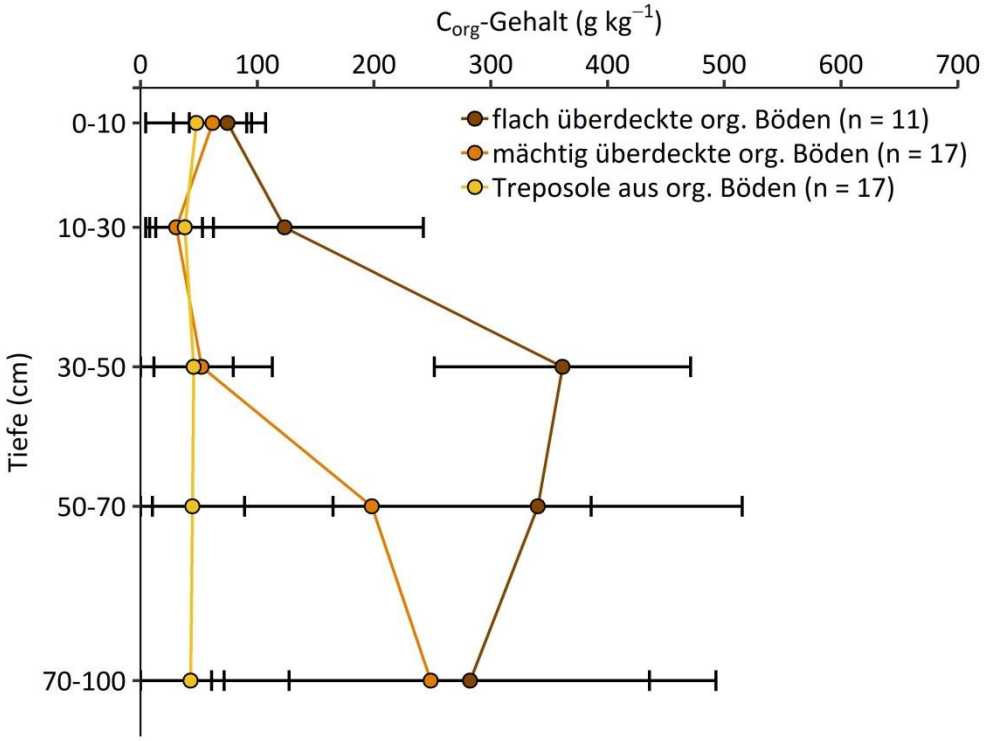


Abbildung 3-57: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in flach und mächtig überdeckten organischen (org.) Böden sowie Treposolen aus org. Böden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

Im Gegensatz zum C_{org}-Gehalt nahm der N_t-Gehalt in Niedermoor-, Hochmoor- und Moorfolgeböden mit der Tiefe ab (Abbildung 3-58, Abbildung 3-59). Der hohe N_t-Gehalt in den Oberböden lässt sich durch präferentielle Anreicherung von N durch Mineralisierungsprozesse erklären (Parent & Ilnicki 2003). Ein weiterer Einflussfaktor ist im Fall der hier landwirtschaftlich genutzten Moorböden der regelmäßige N-Eintrag durch organische und mineralische Düngung. In Hochmoorböden war aufgrund des nährstoffarmen Ausgangssubstrats (*Sphagnen*-Torfe) ein niedrigerer N_t-Gehalt als in Niedermoorböden festzustellen. Auch hier bedingen sich die großen Standardabweichungen im Unterboden durch unterschiedliche Torf- und Moormächtigkeiten.

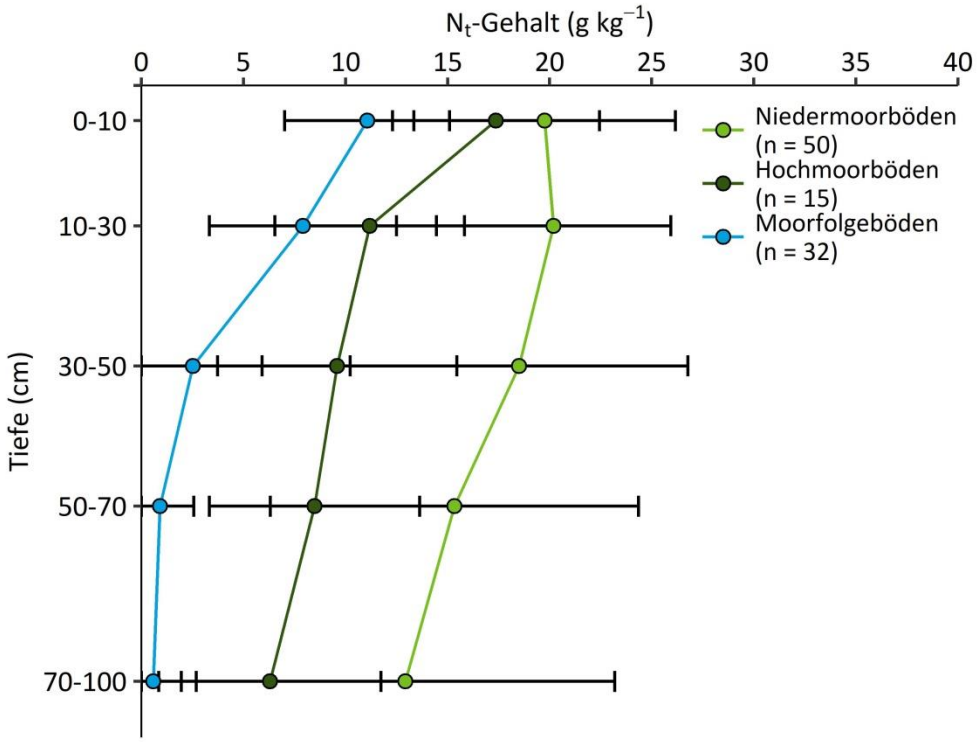


Abbildung 3-58: Gehalt an Gesamtstickstoff (N_t) in Niedermoor-, Hochmoor- und Moorfolgeböden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung; auch in Nieder- und Hochmoorböden gehen im Unterboden teilweise mineralische Horizonte von flachgründigen Standorten in die Mittelwertbildung ein

Der N_t-Gehalt der mineralischen Oberböden flach und mächtig überdeckter organischer Böden war höher als der der mineralischen Böden (s. a. Kapitel 3.2.1) und nahm mit zunehmender Tiefe und Übergang zu den Torfhorizonten dem C_{org}-Gehalt entsprechend zu (Abbildung 3-59). Die Treposole aus organischen Böden zeigten auch beim N_t-Gehalt ihre Sonderstellung: Einhergehend mit dem C_{org}-Gehalt nahm der N_t-Gehalt mit zunehmender Tiefe leicht ab und zeigte eine hohe Standardabweichung, was durch die Schrägschichtung und unterschiedlichen Schichtmächtigkeiten in den Bohrkernen bedingt war.

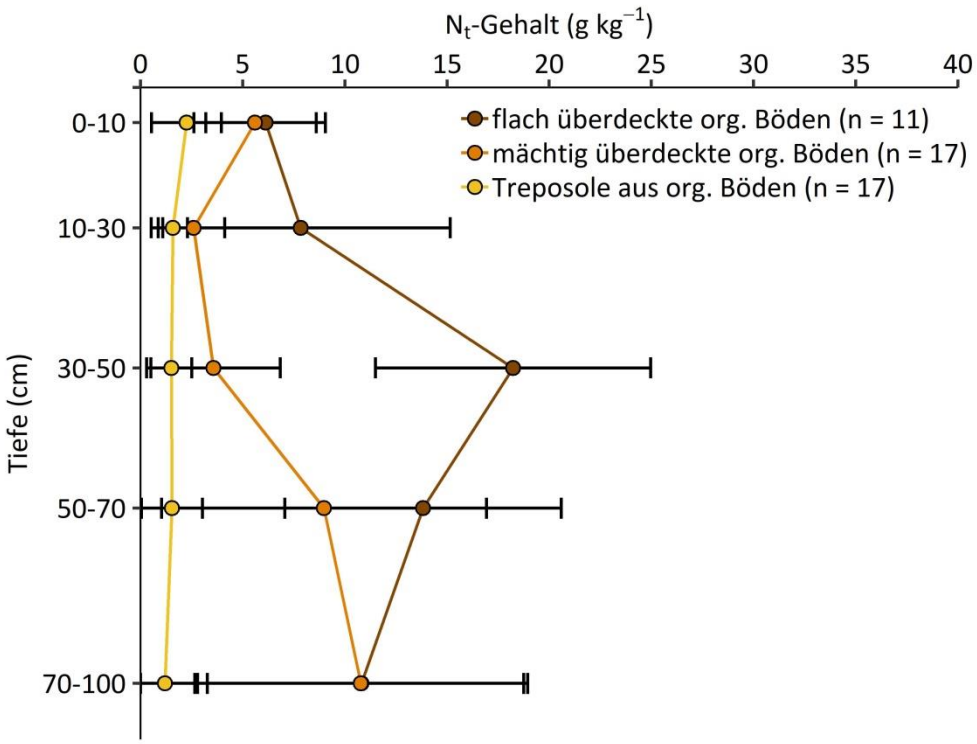


Abbildung 3-59: Gehalt an Gesamtstickstoff (N_t) in flach und mächtig überdeckten organischen (org.) Böden sowie Treposolen aus org. Böden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

Im Gegensatz zu mineralischen Böden wurde das C:N-Verhältnis aufgrund der N-Anreicherung durch Mineralisierung generell mit der Tiefe weiter (Abbildung 3-60, Abbildung 3-61). Eine Ausnahme bildeten die Moorfolgeböden, in denen das C:N-Verhältnis in den unterlagernden Mineralbodenhorizonten enger war. Die Hochmoorböden wiesen erwartungsgemäß über das gesamte Profil das weiteste C:N-Verhältnis und gleichzeitig die größten Unterschieden zwischen den Tiefenstufen auf. Durch die landwirtschaftliche Nutzung lagen die Werte jedoch deutlich unter denen von naturnahen Hochmoorstandorten (ca. 80, Loisel et al. 2014). Das niedrigere C:N-Verhältnis in den tieferen Tiefenstufen lässt sich zum einen durch das Auftreten von mineralischen Horizonten, zum anderen durch Schwarztorfe mit höheren Zersetzungsgraden erklären. Niedermoor- und Moorfolgeböden hatten im Oberboden ähnliche und für landwirtschaftlich genutzte Standorte typische C:N-Verhältnisse von 13 ± 2 bzw. 14 ± 3 (Müller et al. 2007).

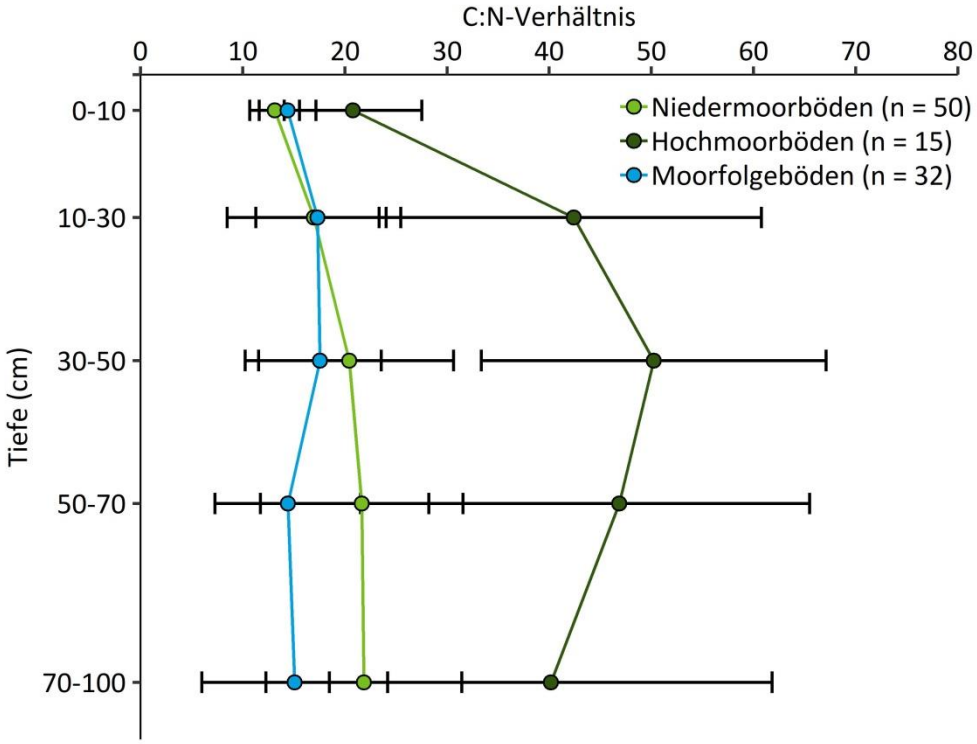


Abbildung 3-60: Verhältnis von organischem Kohlenstoff zu Gesamtstickstoff (C:N) in Niedermoor-, Hochmoor- und Moorfolgeböden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung; in Nieder- und Hochmoorböden gehen im Unterboden teilweise mineralische Horizonte von flachgründigen Standorten in die Mittelwertbildung ein

Aufgrund des tiefer liegenden Übergangs zu den organischen Horizonten war das C:N-Verhältnis der mächtig überdeckten organischen Böden enger als das der flach überdeckten Standorte. Beide Moorklassen lagen, wie erwartet, im gleichen Bereich wie die Niedermoorböden. Treposole aus organischen Böden befinden sich zum größten Teil in Niedersachsen, wo das Verfahren des Tiefumbruchs vornehmlich auf Hochmoorstandorten durchgeführt worden ist (Sandmischkulturen; s. Karte 2-3). Dies kann das weite C:N-Verhältnis dieser Böden erklären.

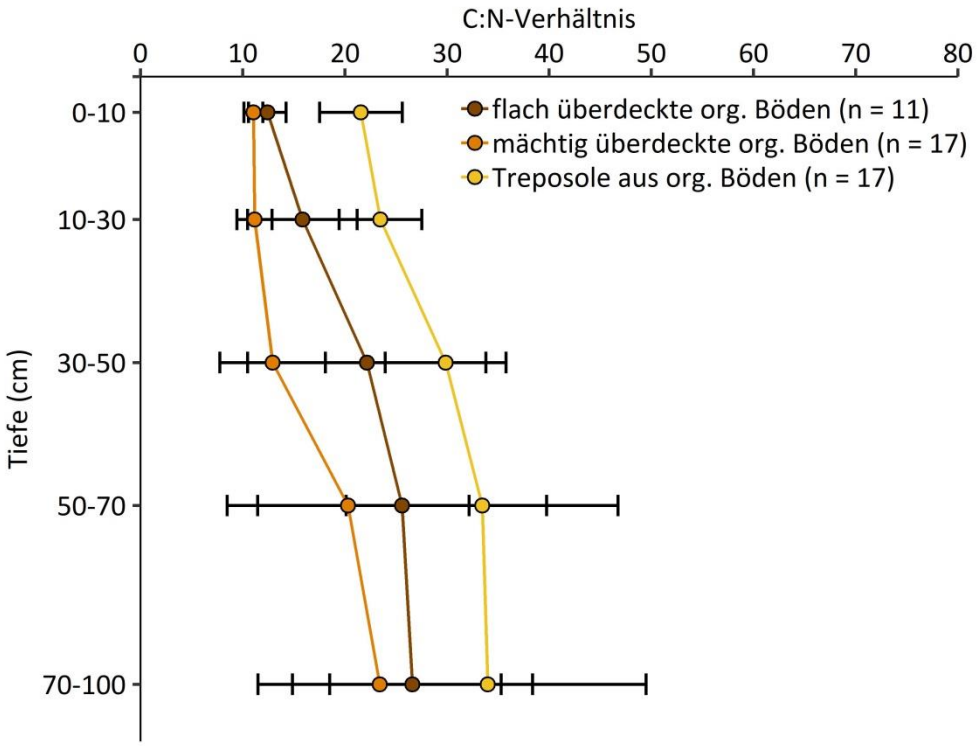


Abbildung 3-61: Verhältnis von organischem Kohlenstoff zu Gesamtstickstoff (C:N) in flach und mächtig überdeckten organischen (org.) Böden sowie Treposolen aus org. Böden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

3.3.2 Vorrat an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff

Für Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden wurden der C_{org}- und N_t-Vorrat, analog zum Vorgehen bei mineralischen Böden, getrennt für Ober- und Unterboden (0-30 cm, 30-100 cm) und damit auch für 0-100 cm ausgewertet. Zusätzlich wurden die Vorräte bis zur maximalen Moormächtigkeit, soweit bestimmt, unterhalb von 100 cm ermittelt (s. Kapitel 3.3.3.1).

Der höchste C_{org}-Vorrat über den gesamten obersten Meter (0-100 cm) fand sich mit 655 ± 230 t ha^{-1} in den flach überdeckten organischen Böden, gefolgt von Niedermoorböden mit 638 ± 127 t ha^{-1} und Hochmoorböden mit 591 ± 109 t ha^{-1} (Abbildung 3-62). In mächtig überdeckten organischen Böden lag der C_{org}-Vorrat noch bei 492 ± 129 t ha^{-1}. Der hohe C_{org}-Vorrat dieser überdeckten Standorte zeigt ihre Bedeutung für den Klimaschutz. Sie sollten daher bei der Ausweisung von Kulissen oder Maßnahmengebieten berücksichtigt werden, auch wenn sie teilweise nicht mehr die ursprüngliche Horizontierung von Moorböden aufweisen. Bedingt durch den hohen Mineralbodenanteil in Moorfolgeböden und Treposolen aus organischen Böden, war der C_{org}-Vorrat in beiden Klassen mit 333 ± 184 bzw. 331 ± 113 t ha^{-1} signifikant niedriger als die der anderen Moor- und moorähnlichen Böden, aber immer noch deutlich höher als von „typischen“ mineralischen Böden (Kapitel 3.2.2).

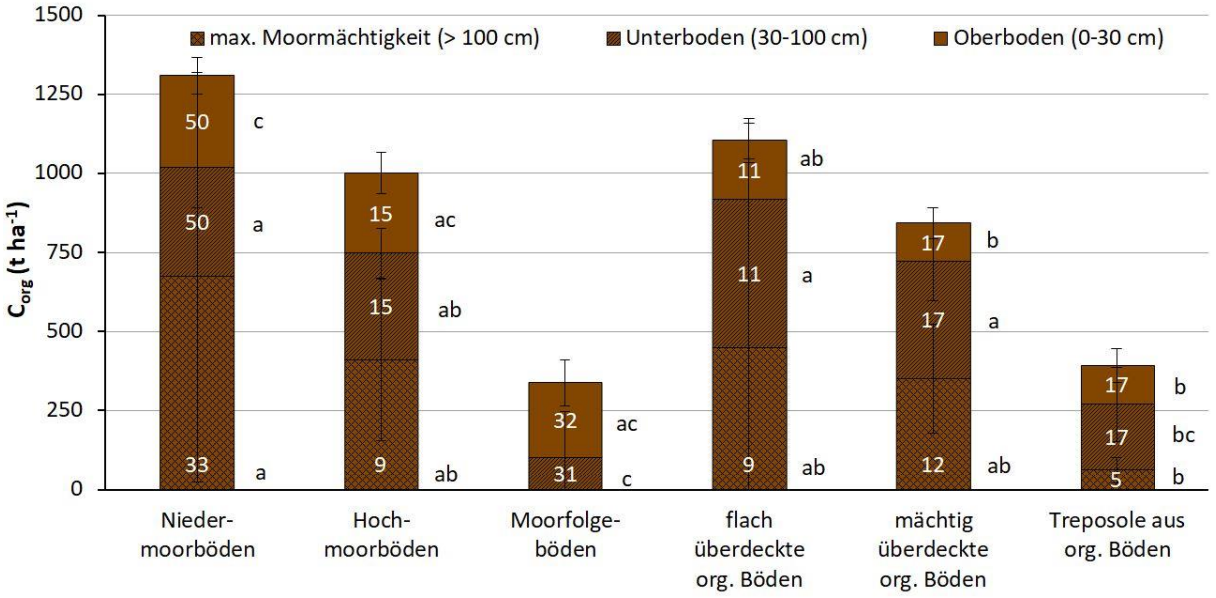


Abbildung 3-62: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden (0-30 cm; 30-100 cm; 100 cm-maximale Tiefe, sowie verfügbar) stratifiziert nach Moorklassen der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$; Nemenyi) zwischen Moorklassen bei gleicher Bodentiefe

Roßkopf et al. (2015) schätzen einen C_{org}-Vorrat (0-100 cm) in landwirtschaftlich genutzten Böden von 693 t ha^{-1} in Hochmoorböden bzw. von 666 t ha^{-1} für Niedermoorböden. Diese Angaben sind im Falle der Hochmoorböden deutlich und im Falle der Niedermoorböden etwas höher als die in der BZE-LW ermittelten Werte (591 bzw. 638 t ha^{-1}). Für anmoorige Böden, die einen Teil der hier definierten Moorfolgeböden abdecken, gaben Roßkopf et al. (2015) einen C_{org}-Vorrat von 121 t ha^{-1} an. Dieser beträgt nur knapp gut ein Drittel des von uns ermittelten Wertes für Moorfolgeböden (333 t ha^{-1}), u. a. da Roßkopf et al. (2015) für anmoorige Böden einen C_{org}-Vorrat von Null für alle Tiefen unter 30 cm annahmen. Aufgrund unterschiedlicher Klassifikationen und Annahmen ist ein Vergleich der beiden Datensätze somit nur bedingt möglich (s. a. Kapitel 3.1).

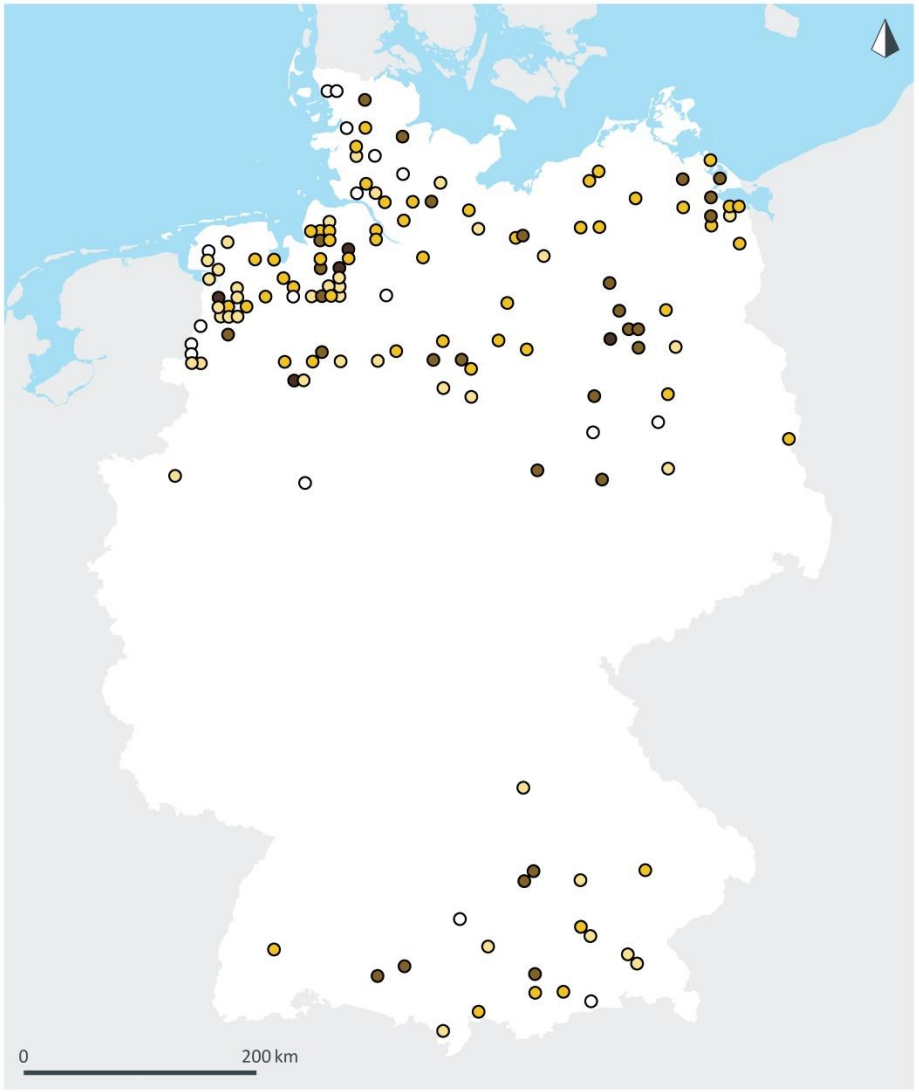
Der C_{org}-Vorrat in den Oberböden war in Böden mit an der Oberfläche anstehendem Torf am höchsten und lag in Niedermoor-, Hochmoor- und Moorfolgeböden zwischen 236 und 290 t ha^{-1} (Abbildung 3-62). Wie auch von anderen Autoren festgestellt (Zauft et al. 2010), ist trotz geringerem C_{org}-Gehalt als in ungenutzten Moorböden aufgrund höherer TRD_{FB} ein sehr hoher C_{org}-Vorrat im Oberboden vorhanden (s. a. Abbildung 3-20). In den drei Klassen mit mineralischen Oberböden war der Vorrat signifikant niedriger als in den erstgenannten drei Klassen, aber höher als in reinen mineralischen Böden (s. a. Kapitel 3.2.2). Im Unterboden (30-100 cm) fand sich der höchste Vorrat in flach und mächtig überdeckten organischen Böden.

Der leicht, aber nicht signifikant niedrigere Vorrat im Unterboden der Nieder- und Hochmoorböden ist geprägt von den Mineralbodenhorizonten der flachgründigen Standorte. Rund 41 % des C_{org} war im Mittel im Ober- und 59 % im Unterboden gespeichert, anders als in mineralischen Böden, in denen sich der Großteil im Oberboden befand (s. a. Kapitel 3.2.2).

Eine Betrachtung des obersten Meters ist für die Einschätzung des gesamten C_{org}-Vorrates in Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden jedoch unzureichend. Die Berücksichtigung der gesamten Moormächtigkeit (Abbildung 3-64; s. a. Kapitel 3.3.3.1) zeigte, dass beispielsweise in Niedermoorböden ungefähr die Hälfte des C_{org}-Vorrates unterhalb von 1 m gespeichert ist und teilweise ein Gesamtvorrat von ≥ 1000 t C_{org} ha^{-1} auftrat. Auch in Hochmoor- und überdeckten organischen Böden machte die Betrachtung des gesamten Moorkörpers bis zur maximalen Moormächtigkeit deutlich, dass sich ca. 41 % des gesamten C_{org}-Vorrates in einer Tiefe > 1 m befinden. Zu berücksichtigen ist hierbei, dass nicht an allen Beprobungspunkten bis zur Moorbasis gebohrt wurde. Der hier gezeigte Gesamtvorrat stellt daher eine konservative Schätzung dar. Dadurch zeigte sich erneut die Bedeutung der überdeckten organischen Böden bezüglich der Einbeziehung in Kulissen organischer Böden (s. a. Kapitel 3.1.2). Aufgrund der hohen Variabilität der tiefliegenden Horizonte unterschieden sich hier nur Niedermoorböden und Treposole aus organischen Böden signifikant.

Beprobungspunkte mit hohem C_{org}-Vorrat im Oberboden befanden sich vor allem in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen (Karte 3-15). Diese Beprobungspunkte waren hauptsächlich Niedermoor- und Moorfolgeböden. Einen besonders niedrigen C_{org}-Vorrat im Oberboden, d. h. flach und mächtig überdeckte organische Böden sowie die Treposole aus organischen Böden, fanden sich vor allem auf Standorten im nordwestlichen Niedersachsen, in Schleswig-Holstein und in Bayern. Beprobungspunkte mit sehr hohem C_{org}-Vorrat von > 1000 t ha^{-1} und sogar > 1500 t ha^{-1} bis zur maximalen Moormächtigkeit befanden sich hauptsächlich in Mecklenburg-Vorpommern sowie vereinzelt in Niedersachsen, Brandenburg, Schleswig-Holstein und Baden-Württemberg und deckten hauptsächlich Niedermoorböden ab, auch überdeckte Standorte waren dabei (Karte 3-16). Beprobungspunkte mit relativ geringem C_{org}-Vorrat im Gesamtprofil von < 500 t ha^{-1} lagen vor allem in Süddeutschland als Moorfolgeböden, in Niedersachsen als Treposole aus organischen Böden sowie im gesamten Bundesgebiet bei eher geringmächtigen Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden vor.

Karte 3-15: Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Oberböden (0-30 cm) von Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



THÜNEN

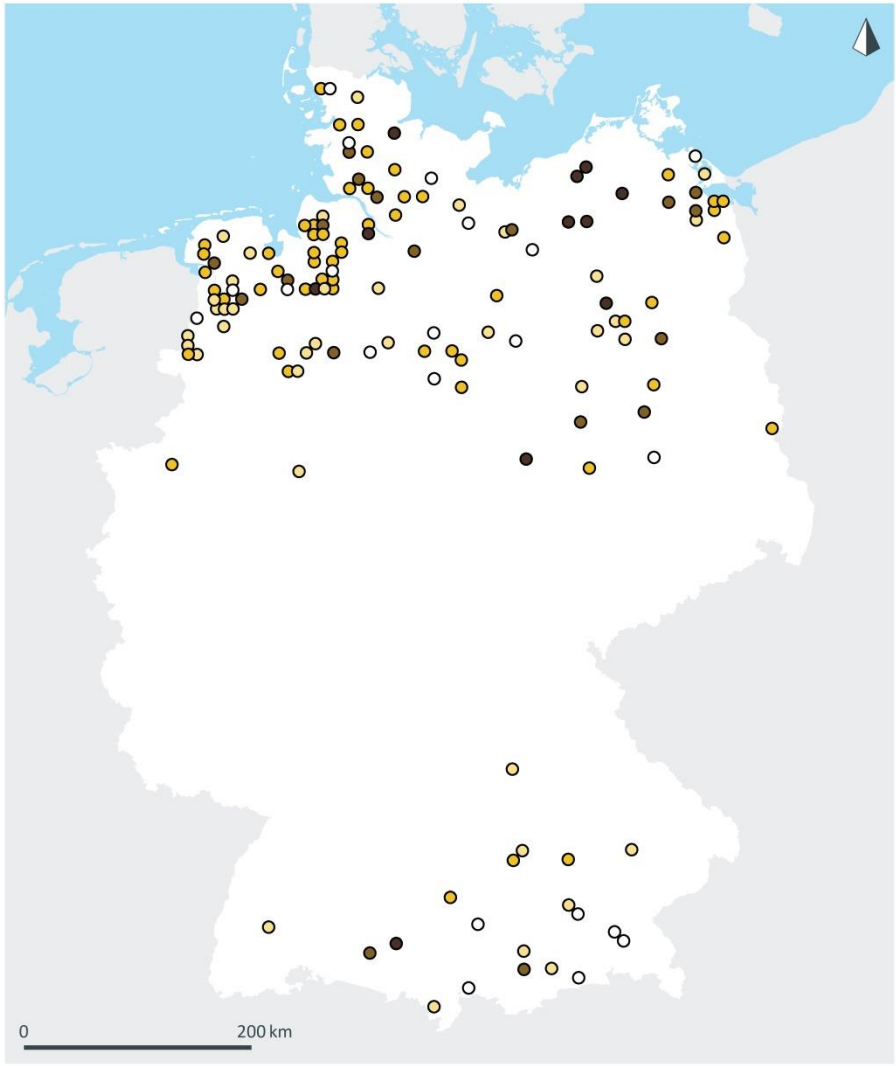
Vorrat an organischem Kohlenstoff

in Oberböden (0-30 cm) von Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden; Stand Mai 2018

Vorrat organischer Kohlenstoff (t ha^{-1})

- < 100
- 100 - 200
- 200 - 300
- 300 - 400
- > 400

Karte 3-16: Gesamtvorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden (0 cm - maximale Moormächtigkeit) der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft



THÜNEN

Gesamtvorrat an organischem Kohlenstoff

in Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden (0 cm bis maximale Moormächtigkeit); Stand Mai 2018

Vorrat organischer Kohlenstoff (t ha^{-1})

- < 250
- 250 - 500
- 500 - 1000
- 1000 - 1500
- > 1500

Der N_t-Vorrat der Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden zeigte ein ähnliches Muster wie der C_{org}-Vorrat. Der höchste N_t-Vorrat im Bereich von 0-100 cm war in den Niedermoorböden (39 ± 10 t ha^{-1}) zu verzeichnen, gefolgt von den flach und mächtig überdeckten organischen Böden (36 ± 15 bzw. 31 ± 6 t ha^{-1}) (Abbildung 3-63). Aufgrund der geringeren Torfmächtigkeit bzw. des nährstoffarmen Ausgangssubstrats sowie der Kombination aus beiden Faktoren war der N_t-Vorrat in Moorfolgeböden (22 ± 13 t ha^{-1}), Hochmoorböden (18 ± 6 t ha^{-1}) und Treposolen aus organischen Böden (12 ± 4 t ha^{-1}) signifikant geringer. Diese hohen Werte verdeutlichen die Bedeutung der Moor- und moorähnlichen Boden für den Gewässerschutz, da bei der Mineralisierung von Torfen auch erhebliche Mengen an mineralischem N freigesetzt und in Oberflächengewässer ausgetragen werden können (Tiemeyer & Kahle 2014).

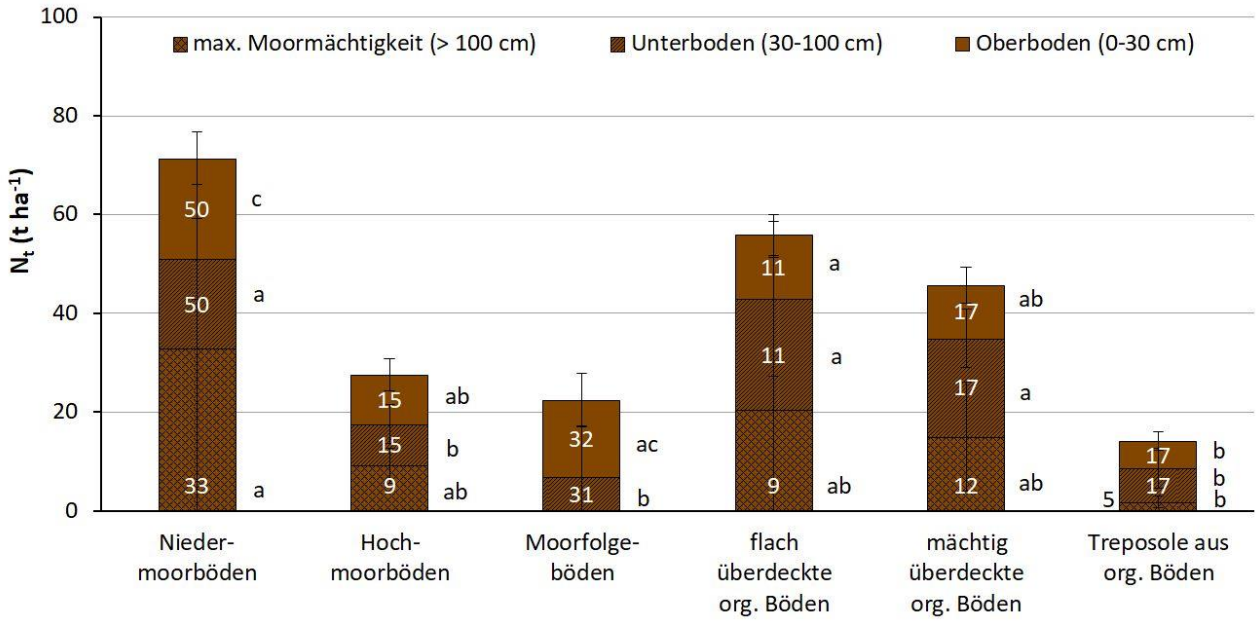


Abbildung 3-63: Vorrat an Gesamtstickstoff (N_t) in Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden (0-30 cm; 30-100 cm; 100 cm-maximale Tiefe) stratifiziert nach Moorklassen der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$; Nemenyi) zwischen Moorklassen bei gleicher Bodentiefe

Der höchste N_t-Vorrat im Oberboden fand sich in Niedermoor- und Moorfolgeböden. In den Klassen mit mineralischen Oberböden war der N_t-Vorrat signifikant niedriger. Die Hochmoorböden hatten, verglichen mit den Niedermoorböden, einen signifikant geringeren N_t-Vorrat. Im Unterboden fand sich der höchste Vorrat in flach und mächtig überdeckten organischen Böden gefolgt von Niedermoorböden. Signifikant niedriger mit < 10 t ha^{-1} war der Vorrat in Hochmoor-, Moorfolge- und Treposolen aus organischen Böden. Wie auch der C_{org}-Vorrat nahm der N_t-Vorrat mit

steigender Moormächtigkeit zu, insbesondere für Niedermoor- und flach überdeckte organische Böden auf > 50 t ha^{-1}.

Im Gegensatz zum C_{org}-Vorrat oder dem Vorrat organischer Bodensubstanz finden sich in der Literatur relativ wenige Daten zu N_t-Gehalt und -Vorrat in organischen Böden, möglicherweise, da der Vorrat organischer Bodensubstanz in älteren Datensätzen durch Vermuffelung und nicht durch Elementaranalyse bestimmt wurde. Daher ist der vorliegende Datensatz ein erster wichtiger Schritt zur Regionalisierung von N_t-Gehalt bzw. -Vorrat, die sich als wichtige Parameter für die Bestimmung der Treibhausgasmissionen aus Mooren erwiesen haben (s. a. Kapitel 3.3.4.2, 3.3.4.3).

3.3.3 Weitere physikalische und chemische Bodenzustandsgrößen

3.3.3.1 Moor- und Torfmächtigkeit

Die Moor- und Torfmächtigkeiten sind elementare Kenngrößen zur Charakterisierung von Moor- und weiteren moorähnlichen Böden und variieren aufgrund von unterschiedlicher Moorgenese, anthropogenen Einflüssen und weiteren standörtlichen Gegebenheiten stark. In diesem Bericht ist die Torfmächtigkeit definiert als Summe der Mächtigkeiten aller organischer Horizonte (> 87 g kg^{-1} C_{org}); die Moormächtigkeit umfasst zusätzlich alle Deck- und Zwischenschichten sowie Mudden. Entsprechend war die mittlere Mächtigkeit bei den Moorfolgeböden definitionsgemäß am geringsten (Tabelle 3-19). Die im Mittel höchsten Moor- bzw. Torfmächtigkeiten fanden sich bei Niedermoorböden mit bis zu 201 cm bzw. 169 cm. In dieser Moorklasse fanden sich die meisten besonders tiefgründigen Standorte mit über 250 cm Moormächtigkeit. Auch Hochmoorböden waren im Mittel sehr tiefgründig mit 161 cm bzw. 155 cm Moor- bzw. Torfmächtigkeit. Auch hier ist zu berücksichtigen, dass nicht an allen Beprobungspunkten bis zur Moorbasis gebohrt wurde, so dass die angegebenen Moor- und Torfmächtigkeiten der tiefgründigen Moorklassen eine Untergrenze darstellen. Flach und mächtig überdeckte organische Böden hatten eine hohe Moormächtigkeit, aber aufgrund der Deckschichten eine deutlich geringere Torfmächtigkeit. Bei Treposolen aus organischen Böden war eine Differenzierung von Torf- und Moormächtigkeit aufgrund der Schrägschichtung nicht realisierbar. Es wird angenommen, dass die ursprünglichen Torfhorizonte noch bis zu ihrer Untergrenze reichten und im Oberboden mit dem mineralischen Unterboden vermengt wurden. Generell war eine große Streuung in allen Moorklassen erkennbar, was auf die sehr heterogenen Standortbedingungen zurückzuführen ist.

Tabelle 3-19: Moor- und Torfmächtigkeiten von Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung in Klammern sowie minimale und maximale Werte; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede ($p \leq 0{,}05$; Nemenyi) zwischen Moorklassen; org. = organische

		Moormächtigkeit (cm)			Torfmächtigkeit (cm)		
	n	Mittel	min	max	Mittel	min	max
Niedermoorböden	50	201 (153)[a]	38	610	169 (126)[a]	32	580
Hochmoorböden	15	161 (100)[a]	44	420	155 (104)[a]	32	420
Moorfolgeböden	32	32 (14)[b]	10	66*	29 (14)[b]	10	66*
flach überdeckte org. Böden	11	175 (93)[a]	68	410	123 (83)[a]	33	307
mächtig überdeckte org. Böden	17	149 (47)[a]	80	230	87 (43)[a]	30	183
Treposole aus org. Böden	17	91 (33)[a]	28	155	91 (33)[a]	28	155

*ein Ausreißer mit einer Moormächtigkeit von 200 cm und Torfmächtigkeit von 160 cm wurde für die statistische Bewertung aus dem Datensatz entfernt

Die Mächtigkeit des gesamten Moorkörpers bedingt den C_{org}-Vorrat im Gesamtprofil. Somit stieg der C_{org}-Vorrat mit zunehmender Moormächtigkeit nahezu linear an (Abbildung 3-64). Hier fielen die Beprobungspunkte mit exakt 200 cm Moormächtigkeit auf, von denen einige vermutlich mächtiger waren, jedoch nicht entsprechend beprobt wurden. Damit wurde der C_{org}-Vorrat dieser Standorte hier unterschätzt. Die Treposole aus organischen Böden wiesen bei vergleichbaren Moormächtigkeiten geringeren C_{org}-Vorrat als die übrigen Moorklassen auf. Dies lag zum einen daran, dass die Beprobungsmethode für Treposole nicht optimal war und zum anderen, dass sich schräggestellte organische und mineralische Schichten abwechseln. Es bleibt festzuhalten, dass die Bestimmung der Torf- und Moormächtigkeit von Moor- und weiteren moorähnlichen Böden essentiell wichtig ist für die Quantifizierung des C_{org}-Vorrates. Vorliegende Datensätze aus der Literatur reichen häufig lediglich bis zu 1 m oder 2 m (Roßkopf et al. 2015), die Daten der BZE-LW zeigten jedoch deutlich, dass 49 % der Beprobungspunkte eine Moormächtigkeit > 1 m und mindestens 30 % eine Mächtigkeit ≥ 2 m aufwiesen.

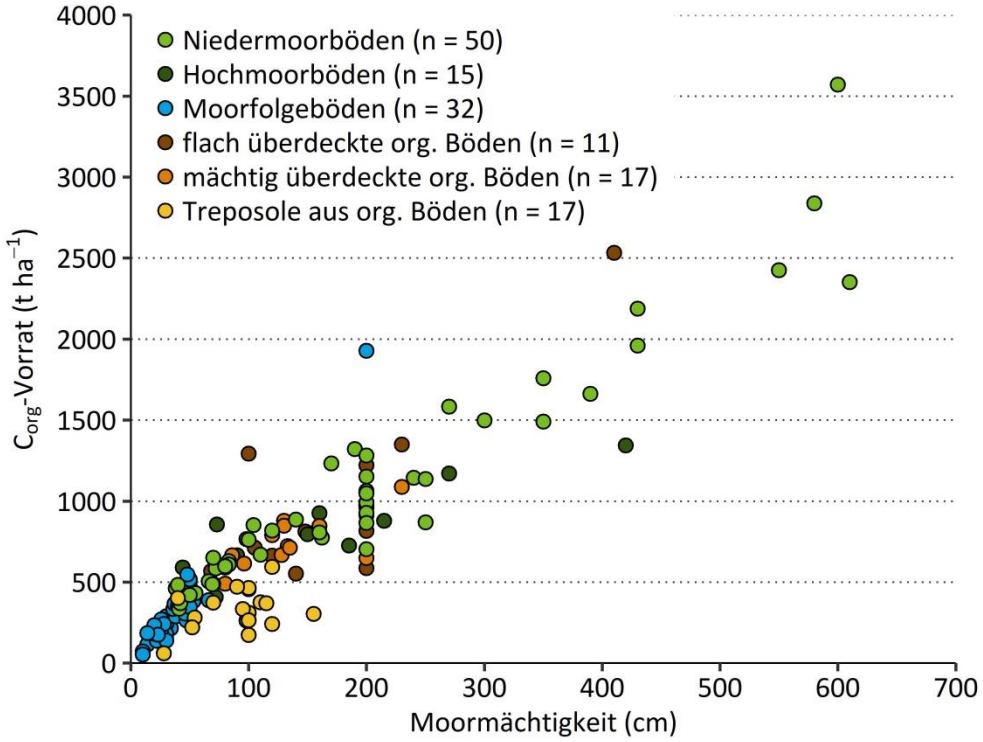


Abbildung 3-64: Zusammenhang zwischen Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Gesamtprofil (gesamte Mächtigkeit des Moorkörpers) und Moormächtigkeit verschiedener Moorklassen der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft, org. = organische

3.3.3.2 Trockenrohdichte

Als Folge von Entwässerung und Bodenbearbeitung verursachen Schrumpfung, Verdichtung und Mineralisierung eine deutlich höhere TRD_{FB} von landwirtschaftlich genutzten Moor- und weiteren moorähnlichen Böden im Vergleich zu naturnahen Standorten (Ilnicki & Zeitz 2003). Nur in Unterböden mit sehr hohem C_{org}-Gehalt (Abbildung 3-65) waren für noch intakte Torfe typische TRD_{FB} zu finden (Hochmoortorfe: 0,08 g cm^{-3}, Niedermoortorfe: 0,13 g cm^{-3} nach Loisel et al. 2014). Neben der essentiellen Bedeutung für die Stoffvorräte ist die TRD_{FB} eine wichtige Messgröße zur Abschätzung weiterer physikalischer Parameter des Bodens, wie z. B. bodenhydrologischen Kenngrößen. Zudem korreliert sie stark mit dem C_{org}-Gehalt (Abbildung 3-65; s. a. Kapitel 3.2.4.1): Für alle Tiefenstufen mit einem C_{org}-Gehalt ≥ 87 g kg^{-1} war ein exponentiell abnehmender Zusammenhang zwischen TRD_{FB} und C_{org}-Gehalt erkennbar (R^2 = 0,78). Da Torfe zum einen im naturnahen Zustand eine hohe Porosität aufweisen und zum anderen die Reindichte von Torfen deutlich unter der von mineralischen Partikeln liegt, sinkt die TRD_{FB} mit zunehmendem C_{org}-Gehalt. Durch Entwässerung konsolidieren und verdichten sich die Torfe zunächst (fehlender Auftrieb, Auflast), durch die Mineralisierung nimmt der C_{org}-Gehalt ab. Ein Teil der dargestellten Variabilität lässt sich aus dem Zusammenspiel dieser beiden Prozesse erklären.

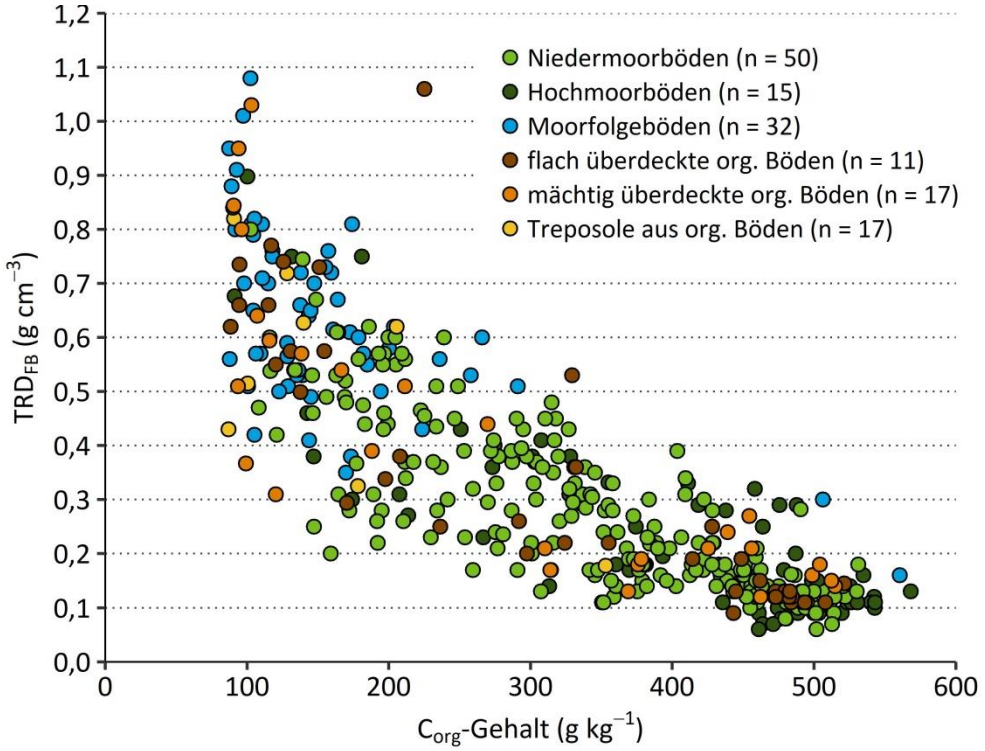


Abbildung 3-65: Korrelation von Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD_{FB}) und Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) für Tiefenstufen mit ≥ 87 g C_{org} kg^{-1} in Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft, gewichtete Mittelwerte, org. = organische

Wie in Zauft et al. (2010), fanden sich auch im Tiefenverlauf der Nieder- und Hochmoorböden der BZE-LW erhöhte TRD_{FB} im Vergleich zu zu typischen Tiefenverläufen in naturnahen Moorböden (Abbildung 3-66): Die höchste TRD_{FB} hatten erwartungsgemäß die zumeist stark degradierten, d. h. vererdeten oder vermulmten, Oberböden (Zauft et al. 2010). Im Unterboden wurde die TRD_{FB} zunächst geringer und stieg ab 50 cm Tiefe aufgrund des Überganges zum mineralischen Unterboden an. Dieser war an einigen Beprobungspunkten schon in < 100 cm vorhanden und führte zu hoher Variabilität der TRD_{FB} innerhalb der Moorklassen. In Moorfolgeböden war die TRD_{FB} in den organischen Horizonten im Oberboden deutlich höher als in den Nieder- und Hochmoorböden – die Werte sind typisch für Folgeböden nordostdeutscher Niedermoore (Schleier & Behrendt 2000).

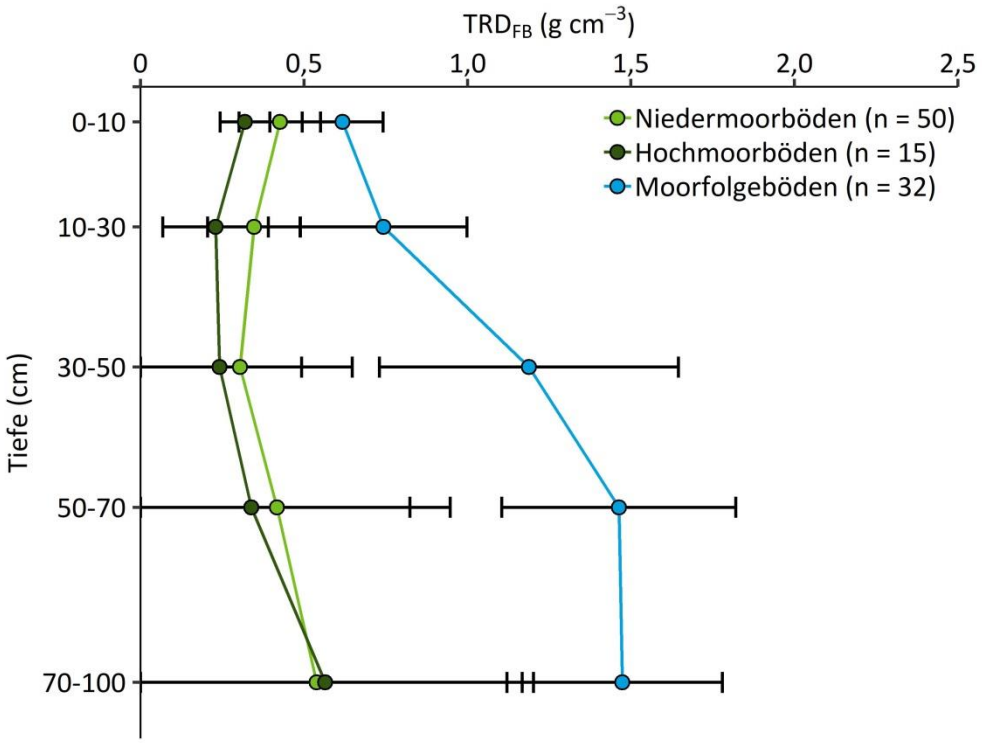


Abbildung 3-66: Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD$_{FB}$) in Niedermoor-, Hochmoor- und Moorfolgeböden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung; auch in Nieder- und Hochmoorböden gehen im Unterboden teilweise mineralische Horizonte von flachgründigen Standorten in die Mittelwertbildung ein

Flach und mächtig überdeckte organische Böden hatten erwartungsgemäß eine hohe TRD$_{FB}$ im mineralischen Oberboden, die mit zunehmender Tiefe und Übergang zu den organischen Schichten abnahm (Abbildung 3-67). Treposole aus organischen Böden bildeten wieder eine Ausnahme und zeigte einen recht homogenen Tiefenverlauf der TRD$_{FB}$. Im Unterboden waren Torf- und Sandhorizonte streifenartig vermengt, so dass die Bestimmung der TRD$_{FB}$ an einer Mischprobe aus beiden Substraten erfolgte, womit die Gesamtdichte geringer war als in typischen mineralischen Böden, jedoch deutlich höher als in reinen Torfen.

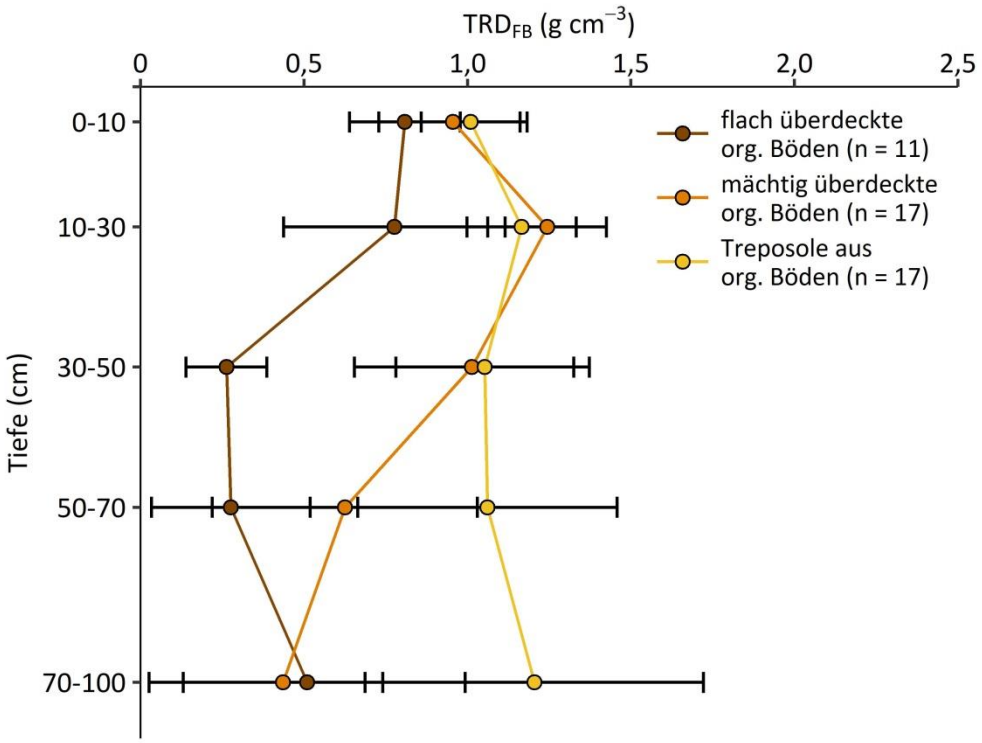


Abbildung 3-67: Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD$_{FB}$) in flach und mächtig überdeckten organischen (org.) Böden sowie Treposolen aus org. Böden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

3.3.3.3 pH-Wert

Der pH-Wert ist eng verknüpft mit der Basensättigung und eine wichtige Größe für die Nährstoffversorgung, Vegetationsentwicklung und Stoffumsetzungsprozesse an Standorten mit Moor- und weiteren moorähnlichen Böden. Typischerweise und naturbedingt liegt der pH-Wert von Hochmooren im sauren Bereich (< 2,4-4,8), während Niedermoore je nach Bildungsbedingungen ein weites Spektrum von sauer über subneutral (4,8-6,4) bis alkalisch (> 6,4; Einteilung nach Succow & Joosten 2001) aufweisen können. Unter landwirtschaftlicher Nutzung kann es zu Aufkalkung und somit pH-Anhebung kommen, wie z. B. am erhöhten pH-Wert in 0-10 cm Tiefe der Hochmoorböden ersichtlich ist (Abbildung 3-68). Der pH-Wert der Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden lag jedoch in den genannten typischen Bereichen (Succow & Joosten 2001, Göttlich 1990) und zeigte im Tiefenverlauf recht geringe Variabilität (Abbildung 3-68, Abbildung 3-69). Bei Betrachtung des gesamten oberen Meters lagen 45 % der Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden im sauren pH-Bereich, davon fast alle Hochmoorböden und Treposole aus organischen Böden sowie einige Niedermoor-, Moorfolge- und überdeckte organische Böden. Im schwach sauren Bereich fanden sich 39 % der Beprobungspunkte von Moor- und weiteren kohlenstoffreichen Böden. Die übrigen 16 %, hauptsächlich Niedermoor- und Moorfolgeböden, waren alkalisch. Aufgrund der geringen Anzahl wurde auf eine Darstellung der Carbonatgehalte verzichtet.

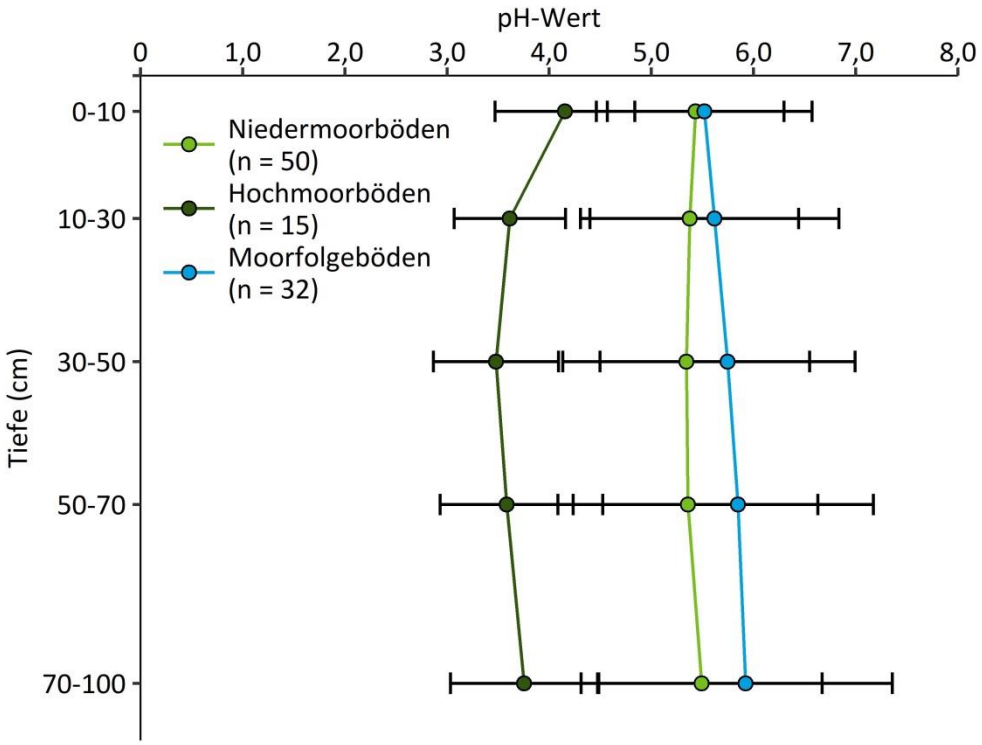


Abbildung 3-68: pH-Wert ($CaCl_2$) in Niedermoor-, Hochmoor- und Moorfolgeböden aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung; in Nieder- und Hochmoorböden gehen im Unterboden teilweise mineralische Horizonte von flachgründigen Standorten in die Mittelwertbildung ein

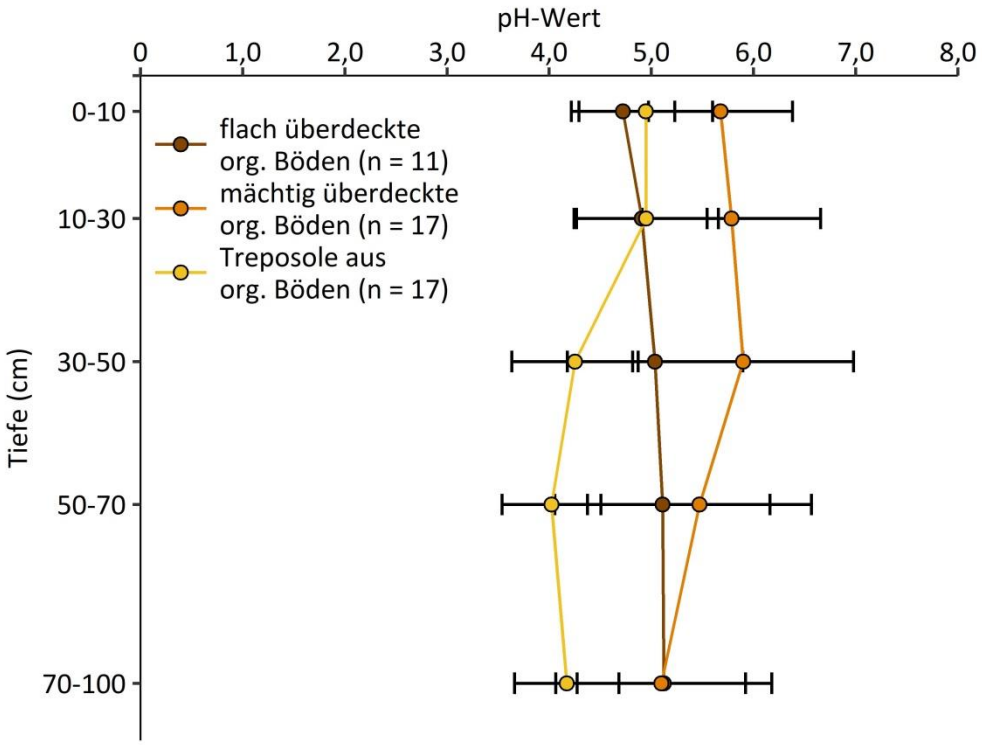


Abbildung 3-69: pH-Wert ($CaCl_2$) in flach und mächtig überdeckten organischen (org.) Böden sowie Treposolen aus org. Böden der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; Mittelwert und Standardabweichung

3.3.3.4 Mineralische Überdeckungen und Beimengungen

Torfe weisen naturgemäß einen sehr geringen Gehalt an mineralischer Substanz auf, so dass eine Analyse der Bodentextur meist nicht realisiert werden konnte (s. a. Kapitel 2.4.2). Für mineralische Überdeckungen und Beimengungen (einzelne Tiefenstufen oder auch Tiefenstufen einzelner Bohrkerne von Treposolen aus organischen Böden) war eine Bestimmung der Textur jedoch möglich.

Charakterisierung der Überdeckungen

Überdeckungen organischer Böden können auf natürliche Weise durch Überschwemmungen oder Überdünung entstehen. Im Zuge der Kultivierung dieser Böden fand jedoch auch anthropogene Überdeckung (z. B. als Sanddeckkultur) statt, um die landwirtschaftliche Nutzung zu gewährleisten und zu verbessern (Göttlich 1990). Die Überdeckungen im Datensatz der BZE-LW wiesen verschiedene Texturen des Feinbodens auf (Abbildung 3-70). So fanden sich an flach überdeckten Beprobungspunkten vornehmlich sandige Decken, die auf Überdünung oder anthropogenen Sandauftrag hindeuten. Die meisten mächtig überdeckten Beprobungspunkte zeigten tonige oder lehmige Überdeckungen. Diese befanden sich hauptsächlich im Überflutungsbereich der Küsten in Niedersachsen und Schleswig-Holstein (Marschsedimente). Überdeckte Moor- und

weitere moorähnliche Böden sind in den moorreichen Bundesländern häufig vertreten. In der niedersächsischen Landwirtschaft haben überdeckte Moorböden (inkl. Sanddeckkulturen) einen Anteil von 26,2 % aller kohlenstoffreichen Böden (Schulz & Waldeck 2015). In Schleswig-Holstein sind 11,5 % der kohlenstoffreichen Böden flach überdeckt (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, 2016). Auch im vorliegenden Datensatz der BZE-LW haben überdeckte organische Böden einen Anteil von 20 %, was die Flächenrelevanz dieser kultivierten Moorböden verdeutlicht.

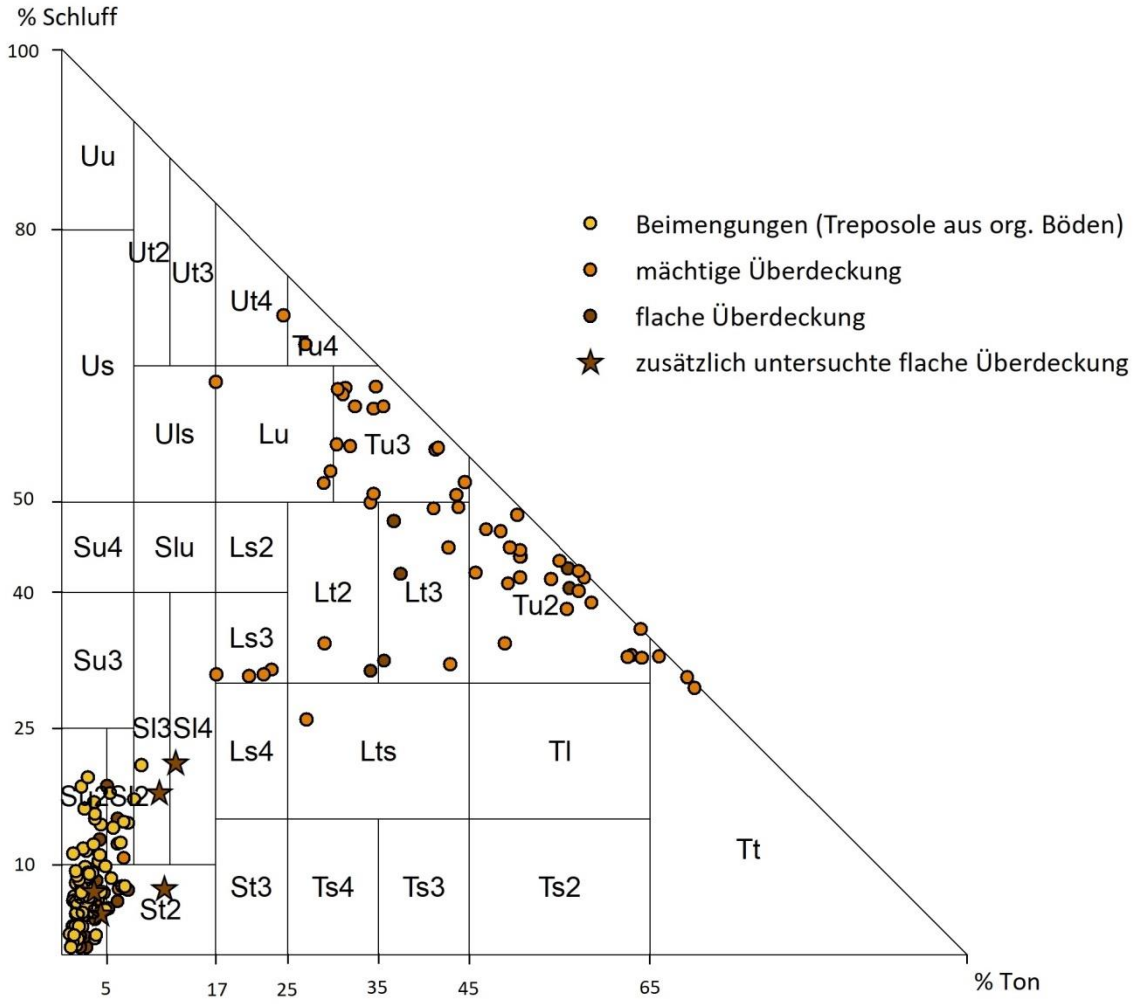


Abbildung 3-70: Textur des Feinbodens nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA5; Ad-hoc-AG Boden 2005) von mineralischen Beimengungen der Treposole aus organischen Böden und Überdeckungen von mächtig und flach überdeckten organischen Böden in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (Tiefenstufen, n = 170); für zusätzlich untersuchte Überdeckung s. Kapitel 2.7.3, 3.3.4.3

Eine Überdeckung der organischen Horizonte mit Mineralbodenmaterial beeinflusst nicht nur die Bewirtschaftbarkeit dieser Standorte, sondern hat potenziell auch einen Einfluss auf die Dynamik von C_{org} in Moor- und weiteren moorähnlichen Böden. Die möglichen Effekte von mineralischen Überdeckungen auf die Treibhausgasemissionen bzw. die Stabilität der organischen Bodensubstanz wurden für ausgewählte Standorte (Abbildung 3-70) in einem Laborversuch untersucht (s. a Kapitel 2.7.3, 3.3.4.3).

Besonderheiten von Standorten mit mineralischen Beimengungen

Mineralische Beimengungen in Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden fanden sich in Treposolen aus organischen Böden. Böden anderer Moorklassen, bei denen Proben aus dem Unterboden methodenbedingt ebenfalls eine Mischung aus Torf und Mineralboden enthielten, wurden dagegen hier nicht näher betrachtet. Bedingt durch die spezielle Kultivierung von Moorböden im 20. Jahrhundert u. a. als sogenannte „Deutsche Sandmischkulturen“ oder als „Tiefpflugsanddeckkulturen“ (Göttlich 1990, Schindler & Müller 2001) entstanden typische Schrägschichtungen von Torf und mineralischem Unterbodenmaterial. Letzteres war im BZE-LW-Datensatz hauptsächlich sandig (Abbildung 3-70). Theoretisch sollten die Torf- und Sandbalken einen Winkel von etwa 100-135 ° und, je nach Bodeneigenschaften, ein Torf-Sand-Verhältnis von 2:1 bis 1:2 aufweisen (Göttlich 1990, Kuntze 1974), was im vorliegenden Datensatz nur teilweise zutraf. Auch die mittleren Mächtigkeiten, d. h. die Untergrenzen der R-Horizonte, der Profile der BZE-LW (91 ± 33 cm; s. a. Kapitel 3.3.3.1) entsprachen nicht den ursprünglich typischen Umbruchtiefen von 1,8-2,2 m auf Hochmoorstandorten bzw. ca. 1 m auf Niedermoorstandorten (Göttlich 1990). Der Datensatz der BZE-LW zeigte somit, dass idealtypische Sandmischkulturen extrem selten anzutreffen sind, und in der Realität eine sehr große Formenvielfalt auftritt.

Die durch die mineralischen Beimengungen entstandene Schrägschichtung erschwerte eine tiefenstufenbezogene Probenahme solcher Beprobungspunkte, da der C_{org}-Gehalt dadurch kleinräumig sehr variabel ist (Abbildung 3-71). Um diese Variabilität zu berücksichtigen, sind für die Auswertungen die Messdaten der Bohrkerne aus den Rammkernsondierungen verwendet worden.

Allerdings ist diese Beprobungsmethode für Treposole aus organischen Böden tendenziell nicht ausreichend, da die Profile rechtwinklig zur Pflugrichtung angelegt und rund 20 Bohrkerne, anstelle der hier erfolgten acht, entnommen werden müssten (Alcántara et al. 2016). Trotz der methodischen Schwierigkeiten zeigte sich, dass diese anthropogenen Böden einen hohen C_{org}-Vorrat (s. a. Kapitel 3.3.2), der deutlich über dem der mineralischen terrestrischen anthropogenen Böden lag (s. a. Kapitel 3.2.2), aufweisen. Auch wenn die Beprobungspunkte der BZE-LW dieser besonderen Böden tendenziell flachgründiger als typische Umbruchstiefen waren, lassen sich keine Aussagen zur langfristigen Stabilität der organischen Bodensubstanz treffen, da keine benachbarten und nicht tief gepflügten Referenzstandorte beprobt wurden. Traditionell wird angenommen, dass sich der C_{org}-Gehalt im Oberboden von Sandmischkulturen einem Gleichgewichtswert annähert und der Torf im Unterboden konserviert wird (Bambalov 1999, Kuntze 1987). Allerdings wurde in diesen Studien teilweise nur der C_{org}-Vorrat im Oberboden gemessen (Bambalov 1999, Höper 2015, Kuntze 1987). Wiederholte Messungen des Vorrates im gesamten Profil sind rar; Höper (2015) schätzte einen C_{org}-Verlust von 1,8 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} für einen derartigen Treposol in Niedersachsen. Tatsächliche Messungen des Treibhausgasaustausches liegen für Treposole aus organischen Böden nicht vor. Somit ergibt sich aufgrund der großen Flächenrelevanz in Norddeutschland (ca. 150.000 ha in Niedersachsen; Bodenkarte von Niedersachsen im Maßstab 1:50.000 (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie 2017)) ein erheblicher Forschungsbedarf zu Vorrat und Stabilität von C_{org} in diesen Böden.

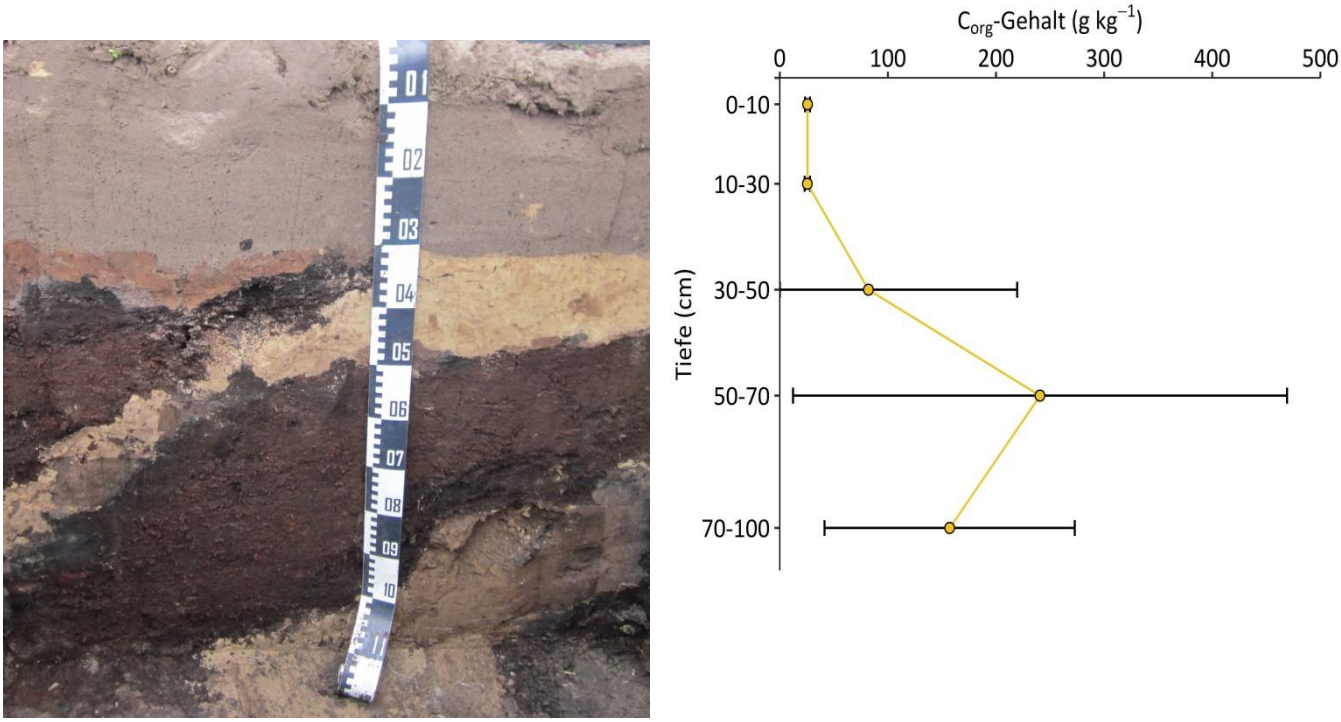


Abbildung 3-71: Beispiel eines Tiefenprofils des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in einem Treposol aus organischem Boden mit mineralischer Beimengung; die Standardabweichung zeigt die hohe kleinräumige Variabilität der Mittelwerte aus den Bohrkernen mittels Rammkernsondierung an

3.3.4 Zusätzliche Untersuchungen: Kohlenstoffdynamik in Moor- und weiteren moorähnlichen Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung

3.3.4.1 Nutzung und Wasserstand organischer Böden

In Deutschland ist ein Großteil der organischen Böden entwässert und wird land- oder forstwirtschaftlich genutzt, wobei Grünland die am häufigsten auftretende Nutzungsart ist (Abbildung 3-72), gefolgt von Acker und Wald bzw. Forst (Basis-DLM des ATKIS®; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2016; Fell et al. 2012 (verändert)). Somit werden ungefähr zwei Drittel der organischen Böden landwirtschaftlich genutzt, was wiederum etwa 6 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland ausmacht (zur Problematik der Definition „organischer Böden“ und „moorähnlicher kohlenstoffreicher Böden“ s. a. Kapitel 2.5.1, 3.1.2). „Ungenutzte“ Flächen in Abbildung 3-72 umfassen sowohl naturnahe und wiedervernässte Standorte als auch trockene, nicht anderweitig genutzte Flächen. Derzeit ist das Basis-DLM des ATKIS® der einzige deutschlandweite, regelmäßig aktualisierte Datensatz zur Landnutzungsart bzw. Landbedeckung. Genauere Informationen zur Vegetation (z. B. Biotoptypenkartierungen) zum Zustand der ungenutzten Standorte oder zur Nutzungsintensität von Grünländern liegen deutschlandweit nicht vor, so dass

eine genauere und bundesweit einheitliche Differenzierung der Landnutzungsart bzw. der Landbedeckung insbesondere in ihrer zeitlichen Entwicklung derzeit nicht möglich ist.

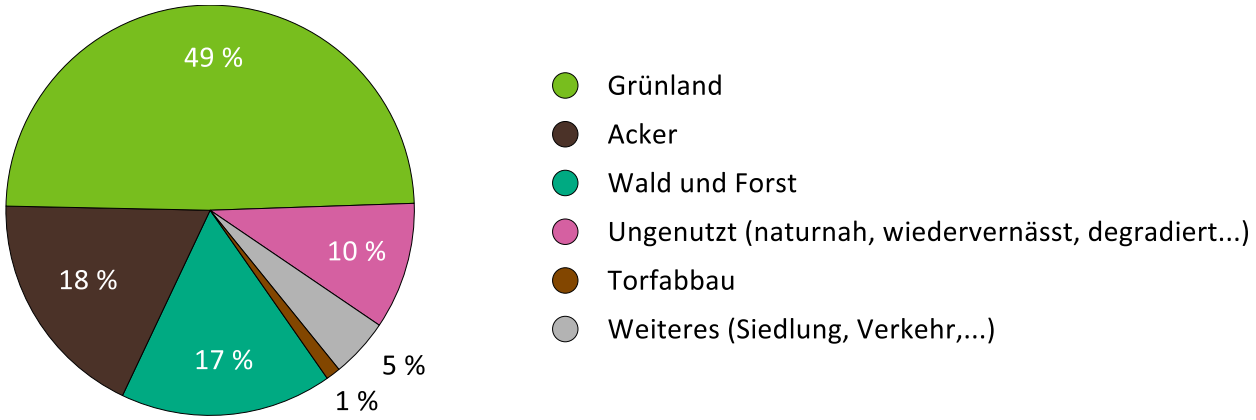


Abbildung 3-72: Landnutzungsart organischer Böden in Deutschland; Quellen: Basis-Digitales Landschaftsmodell des ATKIS® (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2016) und Karte Organischer Böden (Fell et al. 2012, verändert)

Die aus einem statistischen Modell (Bechtold et al. 2014) abgeleitete Verteilung der langjährigen mittleren Grundwasserflurabstände in organischen Böden Deutschlands ist in Abbildung 3-73 dargestellt. Mediane und Mittelwerte der modellierten Grundwasserflurabstände nehmen in der Reihenfolge Acker (-0,49 m bzw. -0,60 m), Grünland (-0,37 m bzw. -0,48 m), Wald und Forst (-0,29 m bzw. -0,38 m) und ungenutzte Flächen (-0,23 m bzw. -0,28 m) zu. Böden unter Ackernutzung sind somit im Mittel trockener als unter Grünland (s. a. Kapitel 3.2.4.3). Standorte unter Wald und Grünland weisen eine sehr weite Spannweite des Grundwasserflurabstandes auf und umfassen auch sehr nasse Flächen (z. B. Moorwälder oder vernässte Grünlandstandorte unter sehr extensiver Nutzung mit Fokus auf Naturschutzzielen). Ungenutzte Flächen sind zwar feuchter als land- und forstwirtschaftlich genutzte Standorte, zeigen aber, selbst wenn sie einen Schutzgebietsstatus aufweisen, dennoch häufig weit vom naturnahen Zustand entfernte Grundwasserflurabstände. Diese Ergebnisse des statistischen Modells decken sich mit Messergebnissen des zugrundeliegenden empirischen Datensatzes. Der hohe Flächenanteil sehr trockener Standorte mit Grundwasserflurabständen < -1,60 m in Abbildung 3-73 liegt in der Fehlerfortpflanzung des Modells (Details in Bechtold et al. 2014) und in der Aufsummierung aller Flächen mit Grundwasserflurabständen < -1,60 m begründet.

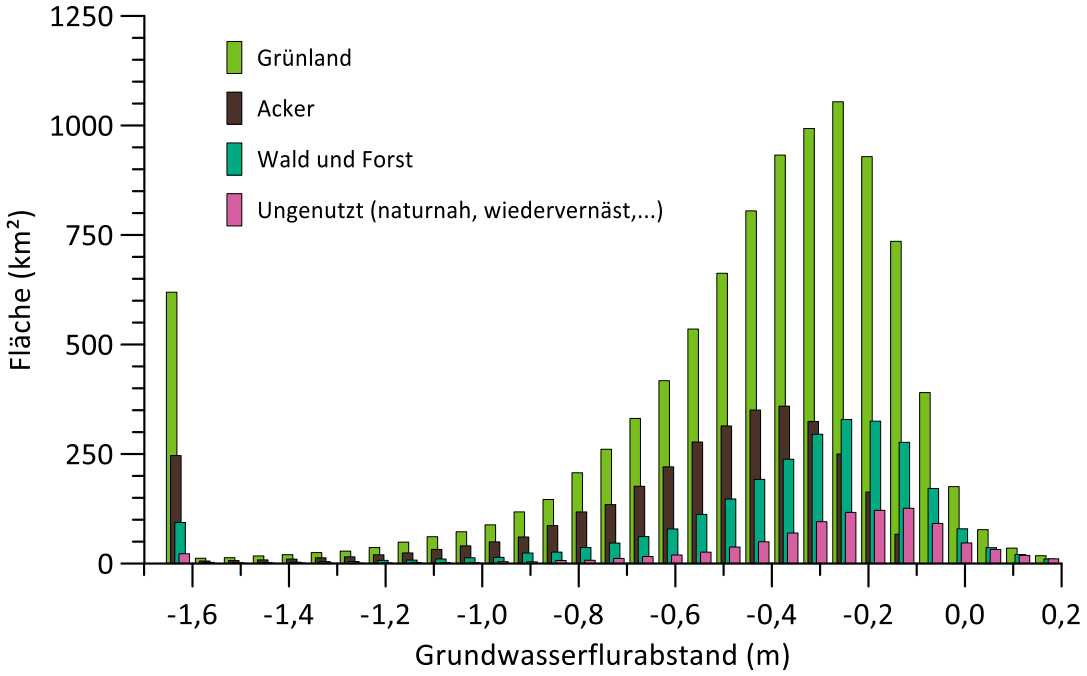


Abbildung 3-73: Verteilung des Grundwasserflurabstandes in organischen Böden bei verschiedenen Landnutzungsarten; Quellen: Grundwasserflurabstand nach Bechtold et al. (2014), Landnutzungsart nach Basis-Digitalem Landschaftsmodell des ATKIS® (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2013) und Karte Organischer Böden (Roßkopf et al. 2015); alle Flächen mit einem Grundwasserflurabstand tiefer als -1,60 m sind als Gesamtsumme dargestellt

3.3.4.2 Kohlenstoffbilanzen organischer Böden in Abhängigkeit von Nutzung, Wasserstand und Bodeneigenschaften

Moorböden entstehen über Jahrtausende, wenn aufgrund von Wassersättigung und Sauerstoffmangel Pflanzen wie Torfmoose, Seggen oder Schilf nicht vollständig zersetzt werden. Dabei bildet sich Torf und C_{org} wird akkumuliert. Natürliche Moore sind langfristige Senken für atmosphärischen CO_2-C und – da Methan aus den Böden emittiert wird – im Durchschnitt treibhausgasneutral. Über das Holozän haben Moore vermutlich zur Kühlung des Klimas beigetragen (Frolking & Roulet 2007), was die Bedeutung der Moor- und weiteren moorähnlichen Böden für den Klimaschutz unterstreicht. Wenn diese Standorte für land- oder forstwirtschaftliche Nutzung entwässert werden, gelangt verstärkt Sauerstoff in den Boden und Mikroorganismen setzen den Torf, und damit den C_{org}, größtenteils zu CO_2 um. Neben CO_2 wird insbesondere an gedüngten Standorten auch Lachgas, das aber im Vergleich zum CO_2 in der Gesamttreibhausgasbilanz meist eine untergeordnete Rolle spielt (Maljanen et al. 2010, Tiemeyer et al. 2016), freigesetzt.

Die Messungen und Berechnungen der C-Gesamtbilanz aus dem Verbundprojekt „Organische Böden“ zeigten, dass organischen Böden unter Acker- und Grünlandnutzung in Deutschland im Mittel ca. 7,5 t C_{org} ha^{-1} a^{-1} verlieren (Tiemeyer et al. 2016; Abbildung 3-74); d. h. in 20 Jahren verliert solch ein Standort mehr C_{org} als an einem „typischen“ Mineralbodenstandort insgesamt gespeichert ist. Zusammen mit einer Verdichtung (s. a. Kapitel 3.3.3.2) führt dieser C_{org}-Verlust zu einer Sackung der Bodenoberfläche, die vielfältige Probleme, wie z. B. Infrastrukturschäden und Überflutungsgefahr, die Freisetzung von Nährstoffen, eine irreversible Veränderung der Bodenstruktur und langfristig einen Verlust von Land mit sich bringt.

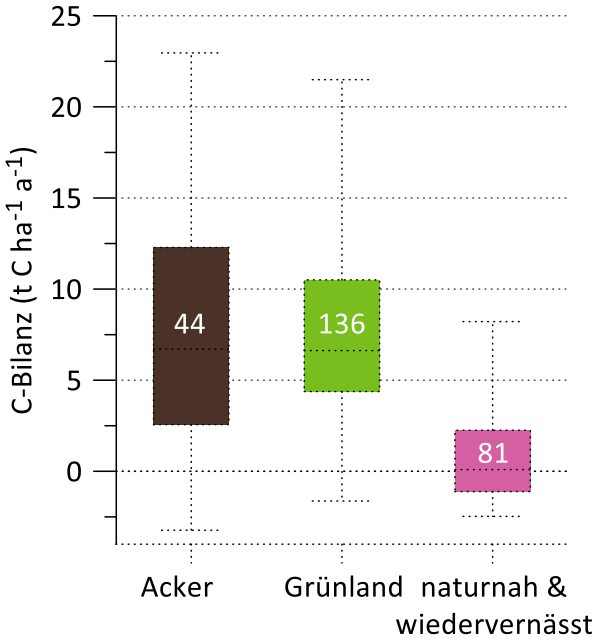


Abbildung 3-74: Jährliche Kohlenstoff (C)-Bilanz organischer Böden verschiedener Landnutzungsarten nach Tiemeyer et al. (2016), Poyda et al. (2016), „Verbundprojekt Organische Böden“ (unveröffentlicht) und Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (unveröffentlicht); Median, Boxen stellen Quartile und Antennen Minima und Maxima dar, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang

Im Gegensatz zu mineralischen Böden ist für Moorböden die landwirtschaftliche Landnutzungsart (Acker *vs.* Dauergrünland) nicht ausschlaggebend für die Höhe der C-Bilanz (Abbildung 3-74), wobei alle Landnutzungsarten eine hohe und v. a. räumliche Variabilität der C-Bilanz aufwiesen. Allerdings sind für eine Ackernutzung häufig trockenere Bedingungen notwendig als für eine Grünlandnutzung bzw. wird Ackernutzung an aufgrund des Gebietswasserhaushalts oder des (großräumigen) Wassermanagements trockeneren Standorten präferiert (Abbildung 3-73). Wenn die Verteilung des Grundwasserflurabstandes in die Berechnung der mittleren CO_2-Emissionen pro Hektar für ganz Deutschland („Emissionsfaktoren“) einbezogen wird, ergeben sich somit höhere Werte für organische Böden unter Acker- als unter Grünlandnutzung (Umweltbundesamt 2018c). Die in Abbildung 3-74 dargestellten naturnahen und wiedervernässten Standorte umfassen ein

breites Spektrum von sehr nassen Schwingrasen bis hin zu degradierten und z. B. von Zwergsträuchern dominierten Standorten (Beetz et al. 2013, Drösler 2005, Förster 2016). Mit einem Grundwasserflurabstand von im Mittel -0,10 m (-0,36 m bis +0,15 m; nicht gezeigt) waren die Messflächen deutlich nasser als die deutschlandweite Verteilung des Grundwasserflurabstandes ungenutzter Standorte (Abbildung 3-73). Entsprechend lässt sich die im Mittel neutrale C-Bilanz (Abbildung 3-74) nicht auf alle ungenutzten Standorte übertragen – vielmehr stellen diese vermutlich größtenteils C-Quellen dar (Umweltbundesamt 2018c). Methan spielt für die C-Bilanz von organischen Böden unter Acker- und Grünlandnutzung keine Rolle (wenn überhaupt eine Emission von Methan und keine Methanaufnahme stattfindet, entspricht diese im Median 0,04 % bzw. 0,5 % des C_{org}-Verlustes; nicht gezeigt), so dass die in Abbildung 3-74 bis Abbildung 3-77 dargestellten Werte für Acker- und Grünlandstandorte im Wesentlichen den CO_2-Emissionen (in t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}) entsprechen. Obwohl das Klimaerwärmungspotential von Methan 28 mal dem von CO_2 entspricht (IPCC 2014a), nimmt auf Acker- und Grünlandstandorten Methan i. d. R. nur einen geringen Teil auch der Gesamttreibhausgasbilanz ein. Auch an den ungenutzten Standorten sind die Methanemissionen nicht zwangsläufig hoch (nicht gezeigt), jedoch kann ihr Anteil an der Gesamtbilanz hoch sein, wenn die CO_2-Emissionen nahe Null sind.

Das „*Wetlands Supplement*“ (IPCC 2014b) definiert Standardemissionsfaktoren für organische Böden und stellt gleichzeitig die aktuellste internationale Datensynthese für Treibhausgasemissionen aus organischen Böden dar. Die hier gezeigten Messdaten für Standorte unter Ackernutzung (Abbildung 3-74) waren zwar sehr variabel, im Mittel dem IPCC-Standardemissionsfaktor (7,9 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}, 95 % Konfidenzintervall 6,5-9,4 CO_2-C ha^{-1} a^{-1}) aber sehr nahe, während die gemessenen Emissionen für Standorte unter Grünlandnutzung z. T. deutlich höher als die IPCC-Standardemissionsfaktoren waren: Für nährstoffarme Standorte (Hochmoorböden) lag der Mittelwert mit 4,6 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1} nahe am entsprechenden Standardemissionsfaktor von 5,3 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1} (3,7-6,9 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}), u. a. da die Hochmoorstandorte in Tiemeyer et al. (2016) im Mittel sehr feucht (-0,27 m) und in vielen Fällen extensiv genutzt waren. Die mittleren Messwerte für nährstoffreiche (Niedermoorböden), tief entwässerte (≤ -0,30 m) Grünlandstandorte waren mit 9,6 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1} höher als der entsprechende Standardemissionsfaktor von 6,1 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1} (IPCC 2014b). Im Falle der nährstoffreichen, flach entwässerten Grünlandstandorte war das Mittel der Messwerte (6,8 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}) sogar nahezu doppelt so hoch wie der globale Standardemissionsfaktor von 3,6 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}. Die Mittelwerte beider Kategorien nährstoffreicher Grünlandstandorte überstiegen sogar die in IPCC (2014b) angegebenen oberen Grenzen der Konfidenzintervalle der Standardemissionsfaktoren (7,3 bzw. 5,4 t CO_2-C ha^{-1} a^{-1}). Die gezeigten hohen CO_2-Emissionen aus Standorten unter Grünlandnutzung lassen sich vermutlich mit im Vergleich zu anderen Ländern sehr intensiver Nutzung und tiefer Entwässerung erklären.

Im Folgenden beschränken sich die Darstellungen auf die C-Bilanz von Grünländern, da dies der Hauptnutzungstyp für organische Böden in Deutschland ist (Abbildung 3-72) und da der umfangreiche Datensatz eine Differenzierung nach Grundwasserflurabstand und Bodeneigenschaften ermöglicht.

Insgesamt spielte der Grundwasserflurabstand eine entscheidende Rolle für die Höhe der C-Bilanz, wobei eine hohe standortbedingte Variabilität auftrat: Bei einer Klassifizierung des Grundwasserflurabstandes zeigte sich bis zu Werten von ca. -0,5 m ein klarer linearer Anstieg des C_{org}-Verlustes mit niedrigerem Grundwasserstand (Abbildung 3-75). Der leicht geringere C_{org}-Verlust sehr trockener Standorte (< -0,5 m) lässt sich entweder durch Wasserlimitierung (vgl. Kapitel 3.3.4.3) oder durch Standorteigenschaften erklären: Sehr trockene Standorte sind z. T. sehr flachgründig, so dass der Grundwasserspiegel bis in den Mineralboden abgesunken ist und nur ein relativ geringer Vorrat an belüftetem Stickstoff (N_{air}) (Definition s. Kapitel 2.7.2) zur Verfügung stand (s. u.). Auf Ebene der C-Bilanz einzelner Jahre zeigte sich eine starke Streuung der Messwerte (Abbildung 3-75b) und nur ein schwacher linearer Zusammenhang mit dem Grundwasserflurabstand. In einigen Moorgebieten (Karte 2-5) ließ sich dabei ein nahezu linearer und steiler Anstieg der C-Bilanz bis hin zum niedrigsten untersuchten Grundwasserstand feststellen – in anderen Gebieten verlief dieser Anstieg auf einem niedrigeren Niveau oder es zeigte sich ein Plateau der C-Bilanz. Gemischte Modelle zeigten, dass der Grundwasserflurabstand unter Einbeziehung des zufälligen Effektes „Gebiet“ 77 % der Variabilität der CO_2-Emissionen und damit einen Großteil der in Abbildung 3-75b gezeigten Streuung erklärt (Tiemeyer et al. 2016). Dies wirft die Frage nach systematischen Unterschieden zwischen Moorgebieten auf.

Der Zusammenhang zwischen der C-Bilanz und dem N_{air}-Vorrat korrelierte deutlicher (Abbildung 3-76). Zum einen erklärt der N_{air}-Vorrat Unterschiede der C-Bilanz aus Nieder- und Hochmoorböden bei vergleichbaren Wasserständen, da der N_t-Vorrat der Hochmoorböden signifikant unter dem der Niedermoorböden und auch unter denen der meisten weiteren Moorklassen lag (Abbildung 3-63). Andererseits erklärt dieser Parameter auch den hohen C_{org}-Verlust von Standorten mit vergleichsweise geringem C_{org}-Gehalt oder geringer Moormächtigkeit: Diese weisen aufgrund der hohen Trockenrohdichte einen ähnlichen oder nur leicht geringeren N_t-Vorrat als entsprechende Niedermoorböden auf (Abbildung 3-63), sind aber häufig tiefer entwässert. Einen Zusammenhang der C-Bilanz mit C_{org}-Gehalt, belüftetem C_{org}-Vorrat oder Torfmächtigkeit ließ sich dagegen nicht feststellen (nicht gezeigt), was durch den in Kapitel 3.3.4.3 beschriebenen Laborversuch mit Bodensäulen mit sehr unterschiedlichen C_{org}-Gehalten und -Vorräten gestützt wurde.

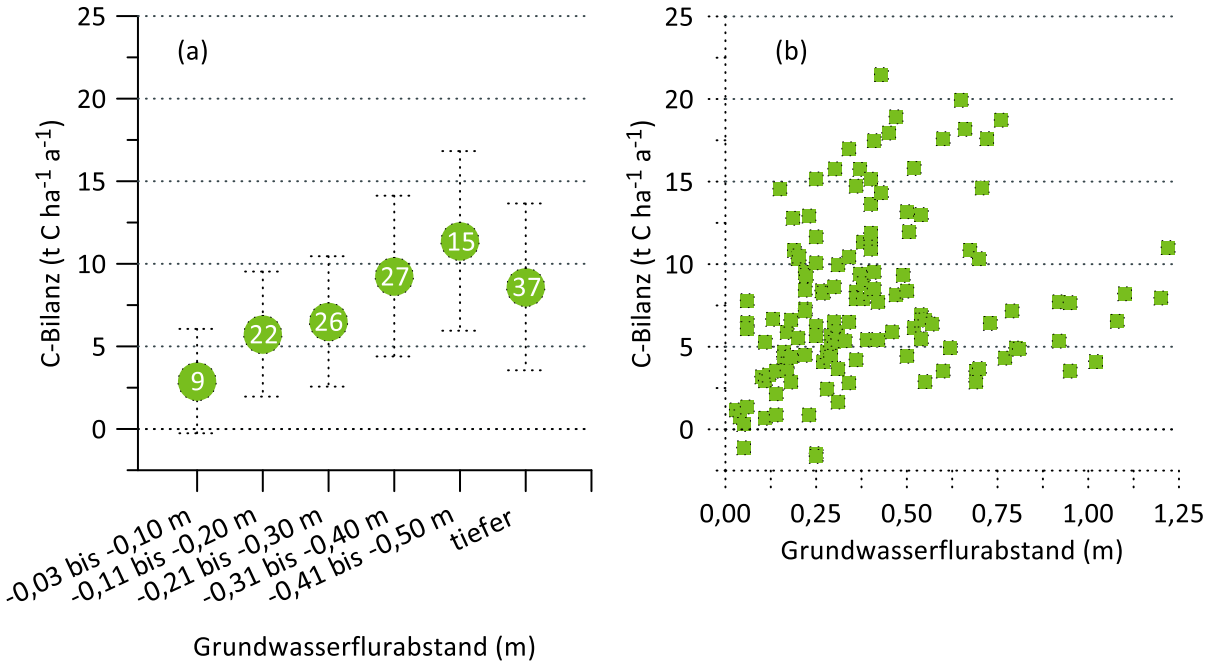


Abbildung 3-75: Jährliche Kohlenstoff (C)-Bilanz von organischen Böden unter Grünlandnutzung in Abhängigkeit vom mittleren jährlichen Grundwasserflurabstand: (a) Mittelwert und Standardabweichung pro Grundwasserflurabstandsklasse, weiße Zahlen kennzeichnen Anzahl der Jahresbilanzen pro Grundwasserflurabstandsklasse; (b) jährliche Einzelwerte (n = 136); nach Tiemeyer et al. (2016), Poyda et al. (2016) und Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (unveröffentlicht)

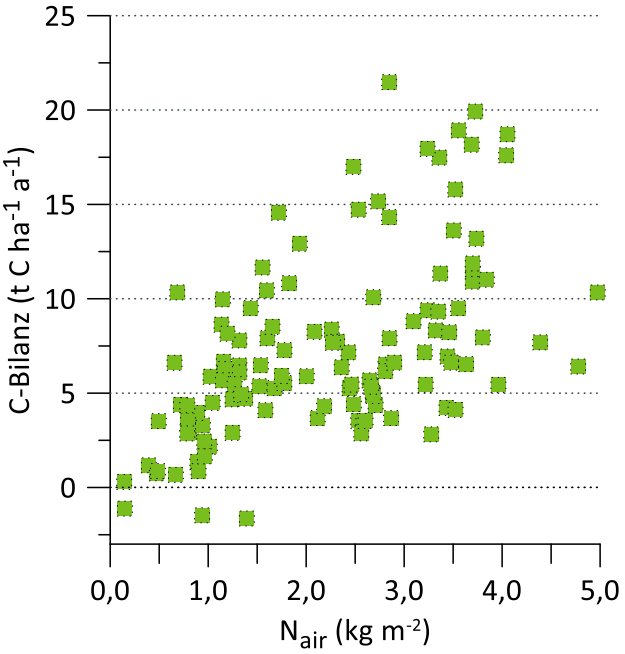


Abbildung 3-76: Jährliche Kohlenstoff (C)-Bilanz von organischen Böden unter Grünlandnutzung (n = 122) in Abhängigkeit vom Vorrat an belüftetem Stickstoff (N_{air}); nach Tiemeyer et al. (2016)

Neben dem mittleren Grundwasserflurabstand – der in die Berechnung von N_{air} einfließt – erwies sich die Verteilung der Wasserstände im Jahresverlauf als wichtiges Kriterium zur Identifizierung von systematischen Unterschieden zwischen einzelnen Moorgebieten und zur Erklärung der CO_2-Emissionen (Tiemeyer et al. 2016). Standorte, die nie extrem trocken wurden, hatten tendenziell höhere CO_2-Emissionen als sommertrockene Standorte. Dies ist sowohl dem Witterungsverlauf als auch der hydrogeologischen Einbettung der Moorkörper in die Landschaft geschuldet und somit ein Charakteristikum spezifischer Moorgebiete. Vermutlich limitiert eine sehr geringe Bodenfeuchte im Oberboden an sommertrockenen Standorten die Aktivität der Mikroorganismen, während an im Sommer feuchteren Standorten näher am Optimum liegende Bedingungen vorherrschen (s. a. Laborversuch Kapitel 3.3.4.3). Auch weitere Laborversuche mit Torfen zeigten, dass sowohl sehr nasse als auch sehr trockenen Bedingungen die Respiration limitieren (Glatzel et al. 2006, Toberman et al. 2008).

Differenziert man die C-Bilanz nach unterschiedlichen Moorklassen, zeigte sich, dass der C_{org}-Verlust in Hochmoorböden unter Grünlandnutzung geringer war als in Niedermoorböden (Abbildung 3-77). Dies lässt sich zum einen mit dem geringeren N_{air}-Vorrat in Hochmoorböden erklären. Zum anderen wurden die Standorte auf Hochmoorböden in Tiemeyer et al. (2016) mit einer der Ausnahme (Beetz et al. 2013) größtenteils extensiv bis sehr extensiv unter nassen bis feuchten Bedingungen genutzt (Förster 2016, Leiber-Sauheitl et al. 2014). Moorfolgeböden und flach überdeckte organische Böden wurden aufgrund der geringen Anzahl der Messungen auf flach überdeckten Standorten zusammengefasst und ähnelten in ihrer C-Bilanz im Mittel den Niedermoorböden. Beim direkten Vergleich zwischen Moorböden und anmoorigen Böden bzw.

überdeckten Torfen ergab sich auch unter Berücksichtigung der Landnutzung kein konsistentes Muster: Leiber-Sauheitl et al. (2014) fanden in den Moorböden tendenziell niedrigere, Eickenscheidt et al. (2015) ähnliche und Höper (2015) teilweise höhere CO_2-Emissionen als in anmoorigen Böden bzw. überdeckten Torfen. Die Ergebnisse stützen die Annahme, dass entwässerte Moorfolgeböden und flach überdeckte Moorböden hohe CO_2-Emissionen, die wahrscheinlich in der Größenordnung entsprechender Moorböden liegen, aufweisen.

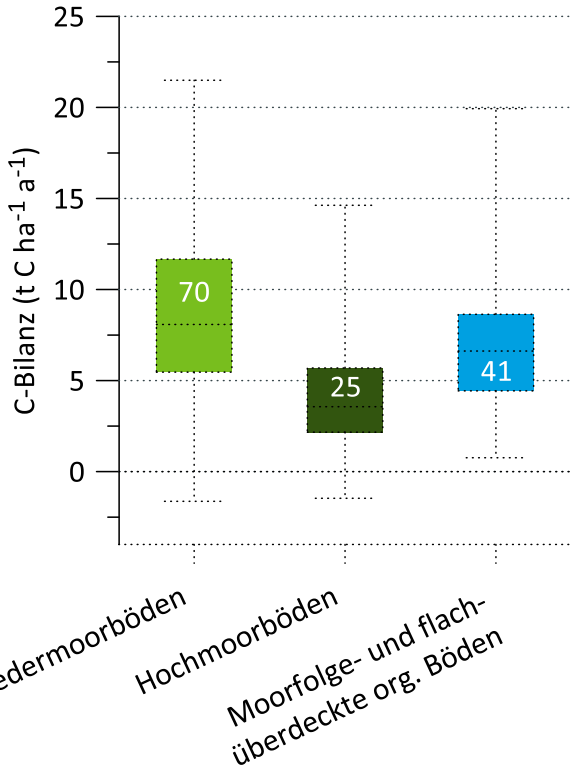


Abbildung 3-77: Jährliche Kohlenstoff (C)-Bilanz von Grünlandstandorten auf Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden gruppiert nach Moorklassen; Daten: Tiemeyer et al. (2016), Poyda et al. (2016) und unveröffentlichte Daten Thünen Institut für Agrarklimaschutz; Median, Boxen stellen Quartile und Antennen Minima und Maxima dar, weiße Zahlen kennzeichnen den Stichprobenumfang

Alle in Abbildung 3-77 enthaltenen überdeckten Standorte wiesen flache sandige Überdeckungen auf (s. a. Kapitel 3.3.3.4). Messungen an mächtig überdeckten Standorten und solchen mit bindigen Überdeckungen, die einen wichtigen Anteil der überdeckten Standorte ausmachten (Abbildung 3-70, Abbildung 3-4), lagen nicht vor. Auch fehlen Daten für Treposole aus organischen Böden, da sich bisherige Abschätzungen zur Stabilität des C_{org}-Vorrates ausschließlich auf den durchmischten Oberboden bezogen (Bambalov 1999, Höper 2015).

Zur Verringerung des C_{org}-Verlustes bzw. der CO_2-Emissionen ist eine Anhebung der Grundwasserstände notwendig. Eine Nutzungsextensivierung oder eine Umwandlung von Acker zu

Grünland sind nur dann effektive Minderungsmaßnahmen, wenn sie mit der Anhebung des Grundwasserstandes verbunden sind (Abbildung 3-75). Ein kompletter Stopp der CO_2- und Lachgas-Emissionen ist nur durch eine Anhebung des Grundwasserstandes auf Geländeniveau möglich. In diesem Fall würden zwar Methanemissionen, die aber den Minderungseffekt in Bezug auf die gesamten Treibhausgasemissionen im Vergleich zum vorherigen Zustand nur in den seltensten Fällen aufwiegen würden (Wilson et al. 2016), auftreten. Unter derartigen hydrologischen Bedingungen kann die bisherige landwirtschaftliche Nutzung nicht aufrechterhalten werden. Innovative Verfahren nasser Landnutzung, wie z. B. der Anbau von Torfmoosen, Rohrkolben oder Schilf („Paludikultur"; Wichtmann et al. 2016), befinden sich derzeit in der Erprobung. Allerdings liegen mit Ausnahme von Torfmoospaludikulturen (Beyer & Höper 2014, Günther et al. 2017) und einer Studie mit kleinflächig simulierter Ernte von Schilf und Rohrkolben (Günther et al. 2014) keine Messungen zu Treibhausgasemissionen bzw. zur C-Bilanz dieser Nutzungssysteme vor. Die vorhandenen Studien weisen dennoch auf eine erhebliche Emissionsminderung im Vergleich zur Acker- oder Grünlandnutzung hin.

Weitere Untersuchungen und ein langfristig angelegtes Monitoring der C_{org}-Verluste in unterschiedlichen Moor- und moorähnlichen Böden sollten die Wissensbasis für die Bewertung der Klimawirksamkeit der landwirtschaftlichen Nutzung und von Maßnahmen zur Minderung der C_{org}-Verluste verbessern.

3.3.4.3 Kohlendioxidemission von Moor- und weiteren moorähnlichen Böden in Abhängigkeit von mineralischen Überdeckungen

Alle inkubierten Böden zeigten einen parabolischen Zusammenhang zwischen WFPS (wassergefüllter Porenraum) und Respirationsrate mit Ausnahme eines Niedermoorunterbodens (Abbildung 3-78). Die höchste Respirationsrate wurde bei 84 ± 2 % WFPS gemessen. Die bis zu viermal höheren Respirationsraten im Vergleich zu wassergesättigten Bedingungen zeigen die Vulnerabilität dieser Böden gegenüber Entwässerung. Bei der höchsten Druckstufe betrug der WFPS 68 % in den Oberböden und 76 % in den Unterböden. Diese parabolische Abhängigkeit der Respirationsrate vom WFPS entspricht Ergebnissen anderer Studien mit mineralischen (Beare et al. 2009, Linn & Doran 1984, Moyano et al. 2012) und organischen Böden (Kechavarzi et al. 2010, Norberg et al. 2018, van Lent et al. 2018). Unter wassergesättigten Bedingungen ist der verfügbare Sauerstoff limitierend für die mikrobiologische Aktivität, während bei Wassergehalten unterhalb des WFPS-Optimums eine Limitierung durch mangelnde Wasserverfügbarkeit aufzutreten scheint. Während in mineralischen Böden maximalen Respirationsraten bei 50-60 % WFPS ermittelt wurden (Moyano et al. 2012), zeigten Kechavarzi et al. (2010) und Norberg et al. (2018) bei Inkubationsversuchen mit landwirtschaftlich genutzten Moorböden, ähnlich wie hier, dass die höchsten Respirationsraten bei einem WFPS von ca. 80 % auftraten. In dem hier berichteten Versuch zeigten sich keine klaren Unterschiede im optimalen WFPS zwischen überdeckten Böden und Kontrollvarianten (ohne mineralische Überdeckung). Die Überdeckungen verhielten sich somit in ihrer Abhängigkeit vom WFPS eher wie organische Böden als wie mineralische Böden.

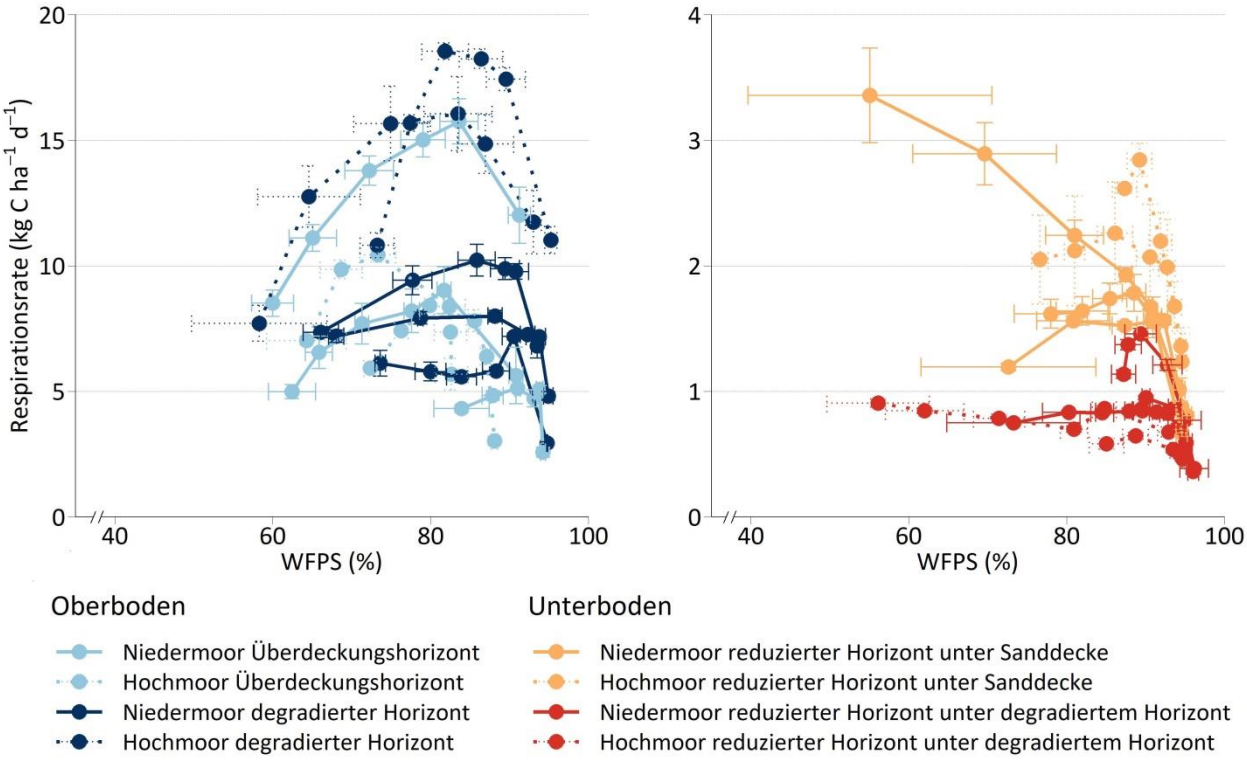


Abbildung 3-78: Respirationsrate (Kohlendioxid-Fluss) bei unterschiedlich wassergefülltem Porenraum („*water filled pore space*“ = WFPS) am Ende jeder Druckstufe (s. Kapitel 2.7.3) für Ober- (5-15 cm) und Unterböden (Obergrenze der Probenahme zwischen 20 cm und 140 cm) von Hoch- und Niedermoorstandorten mit bzw. ohne Überdeckung; Mittelwert (n = 3) und Standardfehler

Die Oberböden zeigten bei allen Wassergehalten eine deutlich höhere Respirationsrate als die Unterböden (Abbildung 3-78). Dies galt sowohl für die für die absolute als auch für die spezifische Respirationsrate (CO_2-C pro C_{org}-Vorrat; nicht gezeigt). Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die jahrzehntelange Grünlandnutzung und Entwässerung die Dynamik der Torfmineralisierung in den Oberböden maßgeblich geprägt hat: Ein intensiver C_{org}-Umsatz im Boden unter Dauergrünlandnutzung und der landwirtschaftliche Nährstoffeintrag fördern die biologische Aktivität und damit die Respiration.

Die Überdeckung des Oberbodens mit sandigem Material hatte keinen eindeutigen Einfluss auf die Respirationsrate. Dabei ist zu berücksichtigen, dass den Überdeckungen durch die langjährige Nutzung in unterschiedlichem Maße Torf beigemengt ist. Lediglich die Hochmoorproben zeigten bei Sandüberdeckung eine niedrigere absolute Respirationsrate als die vererdeten Kontrollvarianten, während sich die spezifischen Respirationsraten nicht unterschieden. Im Falle der Niedermoorproben zeigten sich weder für absolute noch für spezifische Respirationsraten Unterschiede zwischen mineralisch überdeckten Standorten und Kontrollvarianten. Allerdings wurden für den Versuch lediglich zwei Horizonte pro Standort inkubiert. Obwohl der Überdeckungshorizont die stärkste anthropogene Veränderung aufweist, sollte der Beitrag von weiteren CO_2-Emissionen

aus darunter liegenden Moorhorizonten berücksichtigt werden, da diese Horizonte ebenfalls entwässert sind und organische Bodensubstanz weiterhin mineralisiert wird. Die Überdeckung mit mineralischem Material kann die Mineralisation von organischer Bodensubstanz auf verschiedene Weise beeinflussen: Der Boden wird verdichtet, die Porosität nimmt ab und die Trockenrohdichte nimmt zu (Rovdan et al. 2002, Walczak & Rovdan 2002; s. a. Kapitel 3.3.3.2). Dies ist zum einen relevant für die Reaktion der bodenydraulischen Bodeneigenschaften bei sich ändernden Umweltbedingungen, wie Niederschlag oder Grundwasserstand. Gleiche Umweltbedingungen können damit zu unterschiedlichen Bodenwassergehalten führen, was wiederum eng mit der mikrobiologischen Aktivität der jeweiligen Böden verknüpft ist. Zum anderen erhöht eine veränderte Bodenstruktur, d. h. eine Zerkleinerung der in der Überdeckung vorliegenden Torfaggregate, die Nährstoffmobilisierung im Boden (Ross & Malcolm 1988).

Es gibt bisher nur einzelne Freilandstudien zum Einfluss einer mineralischen Überdeckung von Moorböden auf CO_2-Emissionen. Die Ergebnisse von Beyer (2014) und Maljanen et al. (2004) zeigten keine verringerten CO_2-Emissionen aus Moorböden mit mineralischer Überdeckung. Auch hohe Emissionen aus Moor- und Anmoorböden mit höherem Mineralanteil wiesen darauf hin, dass die Mineralisation durch die Beimengung von Mineralboden bzw. durch den degradierungsbedingten verringerten C_{org}-Gehalt nicht vermindert (Leiber-Sauheitl et al. 2014, Tiemeyer et al. 2016). Im Gegensatz zu den genannten Studien zeigten andere Studien Verminderungen der CO_2- oder Treibhausgasemissionen durch Überdeckungen, allerdings bezogen sich diese Studien teilweise nur auf den C_{org}-Gehalt des Oberbodens (Bambalov 1999, Höper 2015, Zaidelman & Shvarov 2000). Die bisherigen Ergebnisse geben somit keine Hinweise darauf, dass in der Überdeckung entwässerter Moorböden eine Stabilisierung des C_{org} erreicht wird. Obwohl die Überdeckung auf die Oberböden abzielt, zeigten in unserem Experiment die Unterböden der überdeckten Standorte eine im Mittel 2,4-mal höhere maximale Respirationsrate als die der vererdeten Standorte (Abbildung 3-78). Ein möglicher Erklärungsansatz liegt in der höheren Nährstoffverfügbarkeit (s. u.).

Es zeigten sich keine eindeutigen Unterschiede in der Respirationsrate der Bodensäulen von Hoch- und Niedermoorstandorten. Dies ist überraschend, da in Synthesearbeiten zu Feldstudien an Grünlandstandorten höhere CO_2-Emissionen für nährstoffreiche als für nährstoffarme Standorte festgestellt wurden (s. a. Abbildung 3-77, IPCC 2014b, Tiemeyer et al. 2016). Auch unter natürlichen Bedingungen finden beschleunigte Umsetzungsprozesse unter den in Niedermooren vorherrschenden minerotrophen, und damit vergleichsweise nährstoffreichen, Bedingungen statt (Blodau 2002). Natürliche Hochmoorböden hingegen sind charakterisiert durch niedrigen pH-Wert, ombrotrophe Bedingungen und schwer zersetzbare Torfe (Urbanová & Bárta 2014, Verhoeven & Liefveld 1997). In Folge langjähriger Entwässerung und Nährstoffeinträge werden sich allerdings die beiden Moortypen einander in ihrer mikrobiellen Zusammensetzung und biogeochemischen Charakterisierung zunehmend ähnlicher (Urbanová & Bárta 2015). Dies könnte zur Erklärung der vergleichbar hohen Respirationsrate der Hochmoorböden (Oberböden: 13,4 ± 2,4 kg ha^{-1} d^{-1}, Unterböden: 1,7 ± 0,6 kg ha^{-1} d^{-1}) und Niedermoorböden (Oberböden: 9,4 ± 1,4 kg ha^{-1} d^{-1}, Unterböden: 1,7 ± 0,4 kg ha^{-1} d^{-1}) in unserer Studie beitragen.

Für die weiteren Analysen wurde die maximale Respirationsrate, d. h. der in Abbildung 3-78 dargestellte Maximalwert, verwendet. Bodeneigenschaften und v. a. der Vorrat an Nährstoffen waren entscheidend für die Höhe der Respirationsrate. Bei einer separaten Betrachtung der Oberböden ließ sich eine Abhängigkeit der Respirationsrate weder vom C_{org}-Gehalt noch vom C_{org}- bzw. N_t-Vorrat oder vom C:N-Verhältnis feststellen (nicht gezeigt). Im Gegensatz dazu zeigte sich eine positive Korrelation zwischen K_{CAL}- bzw. P_{CAL}-Vorrat und maximaler Respirationsrate (r = 0,67 bzw. 0,47) der Oberböden (Abbildung 3-79).

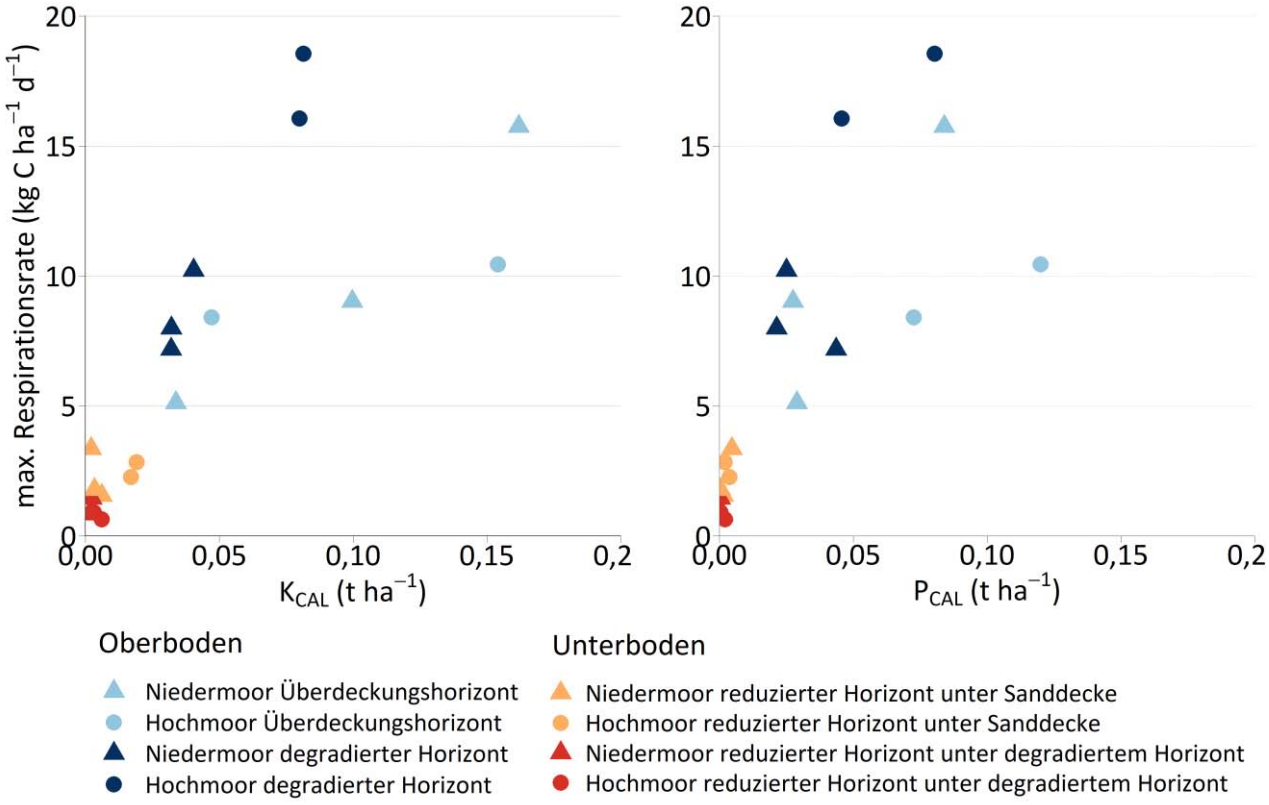


Abbildung 3-79: Zusammenhang zwischen maximaler Respirationsrate (Kohlendioxid-Fluss) und Nährstoffvorräten (Calcium-Acetat-Lactat extrahierbarer Phosphor bzw. Kalium = P_{CAL}, K_{CAL}) für Ober- (5-15 cm) und Unterböden (Obergrenze der Probenahme zwischen 20 cm und 140 cm) von Hoch- und Niedermoorstandorten mit bzw. ohne Überdeckung; Mittelwert (n = 3)

In den untersuchten Böden hatte somit der Vorrat der Nährstoffe P und K einen direkten oder indirekten Einfluss auf die Höhe der Respirationsrate. Die Oberböden hatten im Vergleich zu den Unterböden einen höheren P_{CAL}-Vorrat. Auch könnten die überraschend hohe Respirationsrate der Böden der Hochmoorstandorte bzw. der überdeckten Unterböden durch den erhöhten Vorrat von P_{CAL} und K_{CAL} erklärt werden. Phosphor ist ein wichtiger Faktor beim Umsatz organischer Bodensubstanz (Brake et al. 1999) und auch Amador & Jones (1993) fanden heraus, dass ein P-Zusatz die daraus folgende Verengung des C:P-Verhältnisses die Torfmineralisierung langfristig steigert. Erhöhte P_{CAL}- und K_{CAL}-Vorräte können zum einen aus der Düngung, zum anderen aus

der Torfmineralisierung stammen, da C präferentiell und gasförmig freigesetzt wird. Somit verengen sich sowohl das C:N- als auch das C:P-Verhältnis entwässerter Moorböden (s. a. Kapitel 3.3.1).

Die höchste Respirationsrate trat bei einem WFPS, der je nach Standort und unter Gleichgewichtsbedingungen einem Grundwasserflurabstand von 20-60 cm entspricht, auf. Dies war unabhängig davon, ob der Oberboden überdeckt oder vererdet bzw. vermulmt war. Bodeneigenschaften und v. a. die Gehalte an P_{CAL} und K_{CAL} spielten für die Respirationsrate eine wichtigere Rolle als die Überdeckung oder der Moorbodentyp. Eine Überdeckung mit Sand verminderte die absolute, aber nicht die spezifische Respirationsrate der Hochmoorstandorte im Vergleich zur Kontrolle, während bei den Niedermoorstandorten kein Unterschied festzustellen war. Dies zeigt, dass diese Überdeckungshorizonte äußerst variabel sind und ihr C_{org}-Vorrat nicht stabil ist. Daher kann eine Überdeckung nicht generell als Klimaschutzmaßnahme empfohlen werden. Zur Reduzierung von CO_2-Emissionen wäre eine deutliche Anhebung der Grundwasserstände notwendig. Diese Maßnahme wäre für Böden, die durch Überdeckung eine erhöhte Tragfähigkeit haben, bei landwirtschaftlicher Nutzung vermutlich einfacher realisierbar als bei nicht überdeckten. Sobald aber in die Überdeckung Torf eingemischt wird – was üblicherweise der Fall ist, wie die hohen und variablen C_{org}-Gehalte überdeckter Standorte zeigen (s. a. Kapitel 3.3.1) –, wäre auch dieser nicht über längere Zeiträume stabil.

3.3.5 Fazit

Moor- und weitere moorähnliche Böden weisen einen sehr hohen und vulnerable C_{org}-Vorrat und damit eine hohe Klimarelevanz auf. Auch wenn, aufgrund der fortschreitenden Mineralisierung, viele Beprobungspunkte der BZW-LW flachgründig waren, so wiesen immerhin noch mindestens 30 % der Standorte Moormächtigkeiten von ≥ 200 cm auf. Zur Quantifizierung des C_{org}-Vorrates ist somit immer die Bestimmung der Mächtigkeit, TRD_{FB} und C_{org}-Gehalt notwendig. Neben diesen Parametern lieferte die BZE-LW systematische und bisher in der Literatur fehlende Ergebnisse zu weiteren Bodeneigenschaften (insbesondere N_t-Gehalt und -Vorrat), die zur Abschätzung des C_{org}-Verlustes aus diesen Böden entscheidend sind. Zur Minderung des derzeit hohen C_{org}-Verlustes aus Moor- und weiteren moorähnlichen Böden besteht dringenden Handlungsbedarf, insbesondere da gemäß Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2014) und Klimaschutzplan 2050 (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2016) der Bundesregierung der Schutz von Moorböden als Maßnahme im LULUCF-Sektor genannt wird. Eine Verringerung des C_{org}-Verlustes gelingt nur durch eine Anhebung des Wasserstands, so dass neue Nutzungskonzepte wie „Paludikulturen“ verstärkt erforscht und – bei gleichzeitiger Anpassung der (förder-)rechtlichen Rahmenbedingungen – auch umgesetzt werden sollten.

Überraschend waren die hohe Variabilität und das häufige Auftreten anthropogen stark veränderter Standorte. Der hohe C_{org}-Vorrat der überdeckten organischen Böden zeigte deren Bedeu-

tung für den Klimaschutz. Sie sollten daher bei der Ausweisung von Kulissen oder Maßnahmengebieten berücksichtigt werden – insbesondere da weder die wenigen vorliegenden Felddaten noch die im Rahmen der BZE-LW durchgeführten Laborversuche Hinweise darauf liefern, dass der in der mineralischen Überdeckung gespeicherte C_{org} stabil ist oder dass eine Überdeckung als effiziente Klimaschutzmaßnahme zu werten ist. Bisherige Forschung sowohl zu C_{org}-Verlust als auch zu Minderungsmaßnahmen fokussierte meist auf typische Hoch- und Niedermoorböden, so dass hier noch Wissenslücken bestehen. Daneben fehlen Daten zur C_{org}-Umsetzung in Treposolen aus organischen Böden und zur Auswirkung von Managementmaßnahmen (insbesondere Düngung) auf die C_{org}-Dynamik.

Die BZE-LW zeigte die Bedeutung der Moor- und moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden als C_{org}-Speicher und das Risiko für weiterhin hohen C_{org}-Verlust durch Mineralisierung. Die erhobenen Daten sind zudem äußerst wertvoll für die Erfassung und Klassifizierung insbesondere stark anthropogen veränderter moorähnlicher kohlenstoffreicher Böden. Allerdings war die BZE-LW nicht darauf ausgelegt, kleinräumige Strukturen sowie hochdynamische Systeme und Rahmenbedingungen zu erfassen. Auch wurden die für den C_{org}-Verlust dieser Böden entscheidenden hydro-meteorologischen Parameter nicht kontinuierlich erfasst. Für eine konsistente und kontinuierliche Erfassung des C_{org}-Verlustes sowie die Bewertung entsprechender Minderungsmaßnahmen ist ein kombinierter Ansatz aus einem Monitoringnetz und Modellansätzen („Moorboden-Monitoring“) notwendig. Ergebnisse der BZE-LW liefern die Grundlage für das Design eines solchen repräsentativen Monitoringmessnetzes.

3.4 Bundesweite Karte des Vorrates an organischem Kohlenstoff in Oberböden

Für die flächenhafte Vorhersage des C_{org}-Vorrates in mineralischen Oberböden (0-30 cm) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung (Karte 3-17) waren das C:N-Verhältnis und der Tongehalt des Bodens die wichtigsten Einflussgrößen (Tabelle 3-20). Die Verteilung dieser Indikatoren in der Fläche wurde für diesen Bericht zunächst modelliert (s. Kapitel 2.5.7). Der Tongehalt im Boden hatte sich auch als wichtigste Einflussgröße für die Variabilität des C_{org}-Vorrates im Boden für alle Beprobungspunkte herausgestellt (s. Kapitel 3.2.7). Die Modellgüte (Effizienz der Modellkalibration bzw. der Kreuzvalidierung) betrug 86 % bzw. 49 % für Böden unter Ackernutzung und 84 % bzw. 23 % für Böden unter Dauergrünlandnutzung (Tabelle 3-20).

Die erzielte Genauigkeit der Karte lag im Mittel im Bereich vergleichbarer Studien in Europa: Wiesmeier et al. (2014b) berichteten 77 % erklärte Varianz in einem ähnlichen Ansatz für bayrische Böden und Chartin et al. (2017) 64 % für Wallonien, Martin et al. (2010) erzielten ein R^2 von 0,58 für kultivierte Böden Frankreichs und Meersmanns et al. (2008) schätzten C_{org}-Gehalte für Flandern mit einem R^2 von 0,38. Dieser Grad der Modellgüte kann jedoch aus wissenschaftlicher Sicht nicht befriedigend sein und bedarf einer Verbesserung: Da insbesondere die Bodentextur die entscheidende Einflussgröße für den C_{org}-Vorrat war, käme eine verbesserte Texturkarte der Karte des C_{org}-Vorrates zugute. Eine weitere Steigerung der Modellgüte könnte die Verwendung von räumlich höher aufgelösten Einflussgrößen sein, z. B. die Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK200), die zum Zeitpunkt der Erstellung der hier präsentierten Karten noch nicht bundesweit verfügbar war. Prinzipiell ist jedoch die Lagegenauigkeit der hier präsentierten Karten exakter als die von Karten, die auf den Grenzen von Leitbodenassoziationen beruhen, da die Genauigkeit dieser Grenzen abhängig vom Maßstab der Karte ist (z. B. Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands 1:1.000.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe 2007d) mit Lagegenauigkeit 1 km). Eine Integration von Informationen zu historischen Landnutzungsänderungen und -Intensitäten verspricht weiteres Verbesserungspotential.

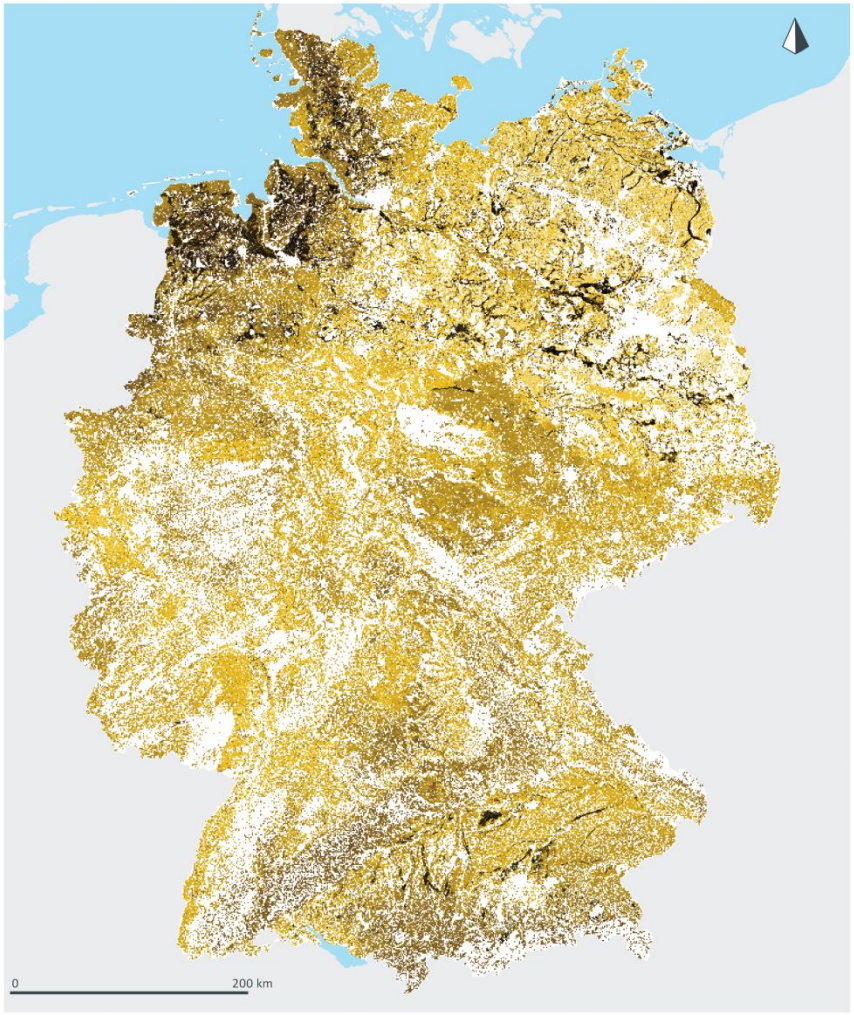
Tabelle 3-20: Die jeweils vier wichtigsten Einflussgrößen für die Vorhersage des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in mineralischen Oberböden (0-30 cm) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung; Effizienzen der Modellkalibration und der Kreuzvalidierung als Maß der Vorhersagegenauigkeit bei der Regionalisierung mittels *random forest*; Datengrundlage aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (Stand: Februar 2018), Ackernutzung: 1713 Beprobungspunkte, Dauergrünlandnutzung: 516 Beprobungspunkte; zur Beschreibung der Einflussgrößen s. Tabelle A11

Parameter	Ackernutzung			Dauergrünlandnutzung		
	wichtigste Einflussgrößen	Effizienz Kalibration (%)	Effizienz Validierung (%)	wichtigste Einflussgrößen	Effizienz Kalibration (%)	Effizienz Validierung (%)
C_{org}-Vorrat	C:N-Verhältnis* Tongehalt* N-Eintrag 2007 Sandgehalt	86	49	Tongehalt* C:N-Verhältnis* Höhenlage Hangneigung	84	23

*aus Rasterdatensatz mittels Modellkaskade; s. Kapitel 2.5.7

Es zeigte sich, dass mit dem Beprobungsdesign der BZE-LW im 8 x 8 km Raster kleinräumige Strukturen nicht exakt abgebildet werden konnten; ein Beispiel hierfür sind Moorböden. Für die flächenhafte Darstellung des C_{org}-Vorrates in Moorböden wurde daher auf die Arbeiten von Roßkopf et al. (2015), die spezifisch die Verbreitung und Eigenschaften von Moorböden in Deutschland analysierten, zurückgegriffen. Auch sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die gezeigte Karte kein Ersatz für detailreichere regionale Analysen des C_{org}-Vorrates sein kann. Wie in Kapitel 3.2.7 beschrieben wurde, können die Einflussgrößen für den C_{org}-Vorrat in landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit der betrachteten Skalenebene sehr unterschiedlich sein. Auf regionaler Ebene können Faktoren dominieren, die auf der nationalen Ebene nicht entscheidend sind. Karte 3-17 eignet sich daher in erster Line für größerskalige Bewertungen und nur eingeschränkt für regionale Analysen.

Karte 3-17: Vorrat an organischem Kohlenstoff in landwirtschaftlich genutzten Oberböden (0-30 cm) auf Grundlage der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (Stand: Februar 2018, 2229 Beprobungspunkte); weiße Flächen kennzeichnen Böden unter Waldnutzung und Siedlungsbereiche



THÜNEN

Regionalisierter Vorrat an organischem Kohlenstoff

als Vorhersage für mineralische Oberböden (0-30 cm) unter Acker- und Dauergrünlandnutzung in Deutschland; Stand Februar 2018

Vorrat organischer Kohlenstoff (t ha^{-1})

- ≤ 30
- 30 - ≤ 50
- 50 - ≤ 70
- 70 - ≤ 90
- > 90
- Moor- und weitere kohlenstoffreiche Böden (Mittel: 272 t ha^{-1} *)

*nach Roßkopf et al. 2015, Flächen von Moor- und weiteren moorähnlichen kohlenstoffreichen Böden nach Fell et al. 2012 (verändert)

4 Nutzung der Ergebnisse für die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung

Ein zentrales Ziel der BZW-LW ist die Absicherung, Verbesserung und Weiterentwicklung der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung des LULUCF-Sektors (s. a. Kapitel 1.2). Im Rahmen dieser Berichtspflicht werden jährlich CO_2-Emissionen, abgeleitet aus Veränderungen des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Oberböden (0-30 cm) berichtet. Ferner werden Lachgasemissionen, die ebenfalls im Zuge der Mineralisierung der organischen Bodensubstanz entstehen, anhand des N_t-Vorrates, der aus geschätzten C:N-Verhältnissen abgeleitet wird, berichtet. Die Anforderungen an die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung im LULUCF-Sektor hinsichtlich Genauigkeit, Vollständigkeit, Widerspruchsfreiheit, Transparenz und Vergleichbarkeit steigen (z. B. Europäische Kommission 2018):

- Die EU-Mitgliedsstaaten müssen künftig sicherstellen, dass ihr LULUCF-Sektor nicht zu einer Quelle für Treibhausgase wird. Deutschland hat sich darüber hinaus zu dem Ziel bekannt, die aktuelle CO_2-Senkenfunktion des LULUCF-Sektors langfristig zu erhalten (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit 2016). Für den Nachweis dieser Ziele sind u. a. belastbare und repräsentative Daten zum C_{org}-Vorrat in landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland und ihren Veränderungen erforderlich.
- Der gesamte LULUCF-Bereich – also auch C_{org}-Vorratsänderungen in landwirtschaftlich genutzten Böden – geht künftig verpflichtend in die Anrechnung für die Emissionsminderungsziele der EU ein. Für C_{org}-Vorratsänderungen in landwirtschaftlich genutzten Böden ist dies neu und bedeutet eine intensive Prüfung der Grundlagen, Repräsentativität und Verifizierbarkeit der berichteten Ergebnisse.
- Die Berichtspflichten über gezielte Maßnahmen zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen aus dem LULUCF-Sektor (z. B. durch spezifische Bewirtschaftungsmaßnahmen im Ackerbau und in der Grünlandwirtschaft) und ihre Bewertung im Kontext Klimaschutz steigen (EU-Verordnung Nr. 529/2013/EU). Deutschland ist künftig verpflichtet, regelmäßig über gezielte Maßnahmen zur Emissionsminderung im Bereich landwirtschaftlich genutzter Böden zu berichten. Für die Bewertung und Anrechnung von Klimaschutzmaßnahmen, die auf den Erhalt und Aufbau von C_{org}-Vorrat im Boden fokussieren, sind valide und repräsentative Informationen zum C_{org}-Vorrat und dessen Veränderungen erforderlich.
- Planungs- und Entscheidungshilfen für die Politik zu Fragen des Klimaschutzes in der Landwirtschaft, des Flächen- und Bodenmanagements, erfordern eine valide Datenbasis zum C_{org}-Vorrat in landwirtschaftlich genutzten Böden, den natürlichen und anthropogenen Einflussgrößen sowie den aktuellen Vorratsänderungen.

Für die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung gilt die s. g. MRV-Regel (*Measuring, Reporting and Verification*), die vorschreibt, dass die berichteten Emissionen und ihre Änderungen messbar, auf nationaler Skalenebene berichtbar und überprüfbar sein müssen. In den jährlichen internationalen Überprüfungen des deutschen Emissionsinventars wurde darauf hingewiesen, dass die

derzeitige Annahme der C_{org}-Vorrat in landwirtschaftlich genutzten mineralischen Böden würde sich bei unveränderter Landnutzungsart im Mittel nicht ändern, überprüft und verifiziert werden sollte (Ecofys 2017).

Mit der BZE-LW wurde eine neue, repräsentative und wissenschaftlich gesicherte Datenbasis für die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung für landwirtschaftlich genutzte Böden im LULUCF-Sektor erarbeitet. Die neuen, deutschlandweiten Ergebnisse sind eine belastbare Grundlage für die steigenden Anforderungen der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung. Die Ergebnisse der BZE-LW fließen direkt in die Berichterstattung Deutschlands zu den nationalen Treibhausgasemissionen und dem Erreichen der Emissionsminderungsziele ein. Nachfolgend wird für mineralische Böden sowie für Moor- und moorähnliche Böden die Verwertung der Ergebnisse beschrieben.

Nutzung der Ergebnisse für mineralische Böden

Die Ergebnisse der BZE-LW für mineralische Böden verbessern die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung im LULUCF-Sektor wie folgt:

- Aktuelle und belastbare Informationen zum C_{org}-Vorrat in landwirtschaftlich genutzten mineralischen Böden bei unterschiedlicher Landnutzungsart (Acker, Dauergrünland, Sonderkulturen) sind die transparente Basis für die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung und gehen in die Ableitung der Wirkung von Landnutzungsänderungen auf den C_{org}-Vorrat der Böden ein.
- Wissenschaftlich gesicherte und flächendeckend repräsentative Ergebnisse zum N_t-Vorrat der landwirtschaftlich genutzten mineralischen Böden Deutschlands können nunmehr zur Berechnung der Lachgasemissionen in Folge von Landnutzungsänderung zu Grunde gelegt werden.
- Valide und vergleichbare Daten zu naturräumlichen und regionalen Unterschieden des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten mineralischen Böden in Deutschland bilden eine Ausgangsbasis für die Regionalisierung des C_{org}-Vorrates und die naturräumlich differenzierte Bewertung und Abbildung von C_{org}-Vorratsänderungen.
- Die standortdifferenzierte Modellierung von C_{org}-Vorratsänderungen in landwirtschaftlich genutzten grundwasserfernen, mineralischen Böden dient der modellgestützten Bewertung von Klima-, Landnutzungs- und Bewirtschaftungseinflüssen auf diese Veränderungen.
- Die neuen Ergebnisse zu den C_{org}- und N_t-Vorräten in landwirtschaftlich genutzten mineralischen Böden fließen direkt in die Fehlerberechnung des Emissionsinventars ein. Sie tragen maßgeblich zur Verringerung der bisher bestehenden Unsicherheiten bei. Die Ausweisung von Unsicherheiten der Emissionsberechnungen ist ein fester Bestandteil der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung.

- Die Ergebnisse der BZE-LW bilden zusammen mit denen der BZE-Wald die Basis für den deutschen Beitrag zur „*Global Soil Organic Carbon Map*“ (*Food and Agriculture Organization of the United Nations* 2017). Diese wird in Erweiterung der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung zur Veränderung des C_{org}-Vorrates im Boden als eine globale Karte des C_{org}-Vorrates durch die *Food and Agriculture Organization of the United Nations* herausgegeben und regelmäßig aktualisiert.
- Es wurde die methodische Basis für eine regelmäßige Wiederholungsinventur landwirtschaftlich genutzter Böden erarbeitet. Regelmäßige Wiederholungsbeprobungen an den Beprobungspunkten der BZE-LW im Abstand von ca. 10 Jahren bilden die Grundlage für die geforderte Validierung der modellierten C_{org}-Vorratsänderungen in landwirtschaftlich genutzten mineralischen Böden. Sie sind auch die Basis für die Überprüfung und Weiterentwicklung von Modellen zur standortdifferenzierten Beschreibung der langfristigen Dynamik von C_{org} in landwirtschaftlich genutzten Böden.

Nutzung der Ergebnisse für organische Böden

Die Verwertung der Ergebnisse der BZE-LW zur Verbesserung der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung im LULUCF-Sektor für landwirtschaftlich genutzte organische Böden ist stark eingeschränkt, da das 8 × 8 km Beprobungsraster unzureichend geeignet ist, die fleckenhaft vorkommenden organischen Böden (in der BZE-LW als Moor- und weitere moorähnliche kohlenstoffreiche Böden bezeichnet) repräsentativ zu beproben und zu charakterisieren. Weiterhin sind Inventuren des C_{org}-Vorrates in den oberen 30 cm oder auch im oberen Meter auf sehr vielen Moorstandorten nicht dazu geeignet, Veränderungen des C_{org}-Vorrates im Boden nachzuweisen. Dennoch lassen sich aus den Ergebnissen der BZE-LW wertvolle Erkenntnisse für die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung ableiten:

- Die Ergebnisse der BZE-LW belegen die Sonderstellung landwirtschaftlich genutzter organischer Böden als bedeutende C_{org}-Speicher, die im Zuge der Kultivierung und landwirtschaftlichen Nutzung vielfältige Veränderungen erfahren haben. Viele dieser Böden weisen eine sehr starke anthropogene Veränderung des Bodenprofils auf oder sind nur noch als Reste ehemaliger Moorböden vorhanden. Alle zeigen unterschiedlich starke Merkmale der Torfdegradation. Der sehr hohe C_{org}-Vorrat belegt das anhaltend hohe Potential dieser Böden für die Emission von CO_2.
- Die Ergebnisse der BZE-LW unterstreichen die Notwendigkeit der Etablierung eines spezifischen Moorboden-Monitorings für die repräsentative Erfassung der Veränderungen des C_{org}-Vorrates in diesen Böden im Rahmen der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung.

Fazit

Die vollständige Inwertsetzung der Ergebnisse dieser ersten BZE-LW und die wissenschaftlich gesicherte Validierung der berichteten Veränderungen des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden ist an das Konzept einer regelmäßigen Bodeninventur im Abstand von ca. 10 Jah-

ren gebunden. Die Wiederbeprobung der Beprobungspunkte der BZE-LW ist ein entscheidender Faktor, um das Potential der Ergebnisse in vollem Umfang für die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung und die Planung, Bewertung und Anrechnung von Klimaschutzmaßnahmen nutzen zu können. Mit der ersten BZE-LW kann Deutschland nun erste Schritte für eine verbesserte Treibhausgas-Emissionsberichterstattung einleiten und den steigenden, eingangs beschriebenen Anforderungen gerecht werden.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Erste bundesweite Inventur von Vorräten an organischem Bodenkohlenstoff

Mit den Ergebnissen der BZE-LW wird erstmalig eine bundesweit konsistente, vergleichbare und wissenschaftlich gesicherte Datenbasis zum C_{org}-Vorrat in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands vorgelegt. Es werden repräsentative Ergebnisse sowohl für Oberböden (0-30 cm) als auch für Unterböden (30-100 cm) unter Ackernutzung und unter Dauergrünland berichtet. Zusätzlich werden weitere Bodenzustandsgrößen, die mit den Prozessen von Speicherung und Abbau von organischer Bodensubstanz (Humus) in Zusammenhang stehen, erfasst und ausgewertet. Die Bedeutung von Standort-, Nutzungs- und Bewirtschaftungsfaktoren für den aktuellen C_{org}-Vorrat und dessen Veränderung werden bewertet.

Daten für die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung

Die Ergebnisse der BZE-LW sind eine belastbare und repräsentative Ausgangsbasis für die Absicherung, Verbesserung und Weiterentwicklung der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung Deutschlands im LULUCF-Sektor. Sie fließen direkt ein in die Berechnungen der CO_2- und Lachgas-Emissionen, die bei Verlusten von organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden auftreten, und bilden eine zentrale Grundlage für die Abbildung und Anrechnung der Bindung von CO_2-C in landwirtschaftlich genutzten Böden im Zuge einer Anreicherung von organischer Bodensubstanz (C_{org}-Sequestrierung). Zusammen mit der Bodenzustandserhebung Wald (Wellbrock et al. 2016) liegen damit nutzungsübergreifend für rund 80 % der Böden in Deutschland (Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung und Waldböden) repräsentative und vergleichbare Informationen zu den C_{org}- und N_t-Vorräten sowie weiteren wichtigen Bodeneigenschaften vor. Mit der ersten BZW-LW wurden der Grundstein und die organisatorische und wissenschaftliche Basis für ein einheitliches bundesweites Monitoring landwirtschaftlich genutzter Böden geschaffen. Ein regelmäßiges und standardisiertes Monitoring der Bodenzustandsgrößen ist eine tragende Säule der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung Deutschlands. Ferner ermöglicht es der landwirtschaftlichen Praxis und der Politik, Veränderungen zu erkennen, die landwirtschaftliche Bodennutzung zu optimieren und Maßnahmen zum Erhalt und Aufbau des C_{org}-Vorrates in Böden nachzuweisen und im Treibhausgas-Emissionsinventar abzubilden. Deutschland ist Unterzeichnerstaat der 4-Promille-Inititiative, die sich für den Erhalt und Aufbau von Humus einsetzt. Die BZE-LW bildet auch für diese Initiative eine zentrale Grundlage für den Wirkungsnachweis und die Bewertung von humusfördernden Maßnahmen in der Landwirtschaft.

Zentrale Durchführung am Thünen Institut für Agrarklimaschutz

In Sinne der Qualitätssicherung und Vergleichbarkeit der Ergebnisse hat sich die zentrale Organisation und Durchführung aller Arbeitsbereiche der BZE-LW an einem Institut (Abbildung 2-1) sehr

bewährt. Angefangen von der Zusammenarbeit mit den Landwirten, über die Bodenprobenahme im bundesweiten 8 × 8 km Raster, der Analyse der Bodenproben, der Qualitätssicherung in allen Bereichen bis zur Auswertung der Daten lag die gesamte BZE-LW in den Händen des Thünen-Institutes für Agrarklimaschutz.

Verantwortung der Landwirtschaft für einen großen Speicher an organischem Kohlenstoff

Landwirtschaftlich genutzte Böden sind mit Abstand der größte terrestrische C_{org}-Speicher in Deutschland. Die Ergebnisse der BZE-LW zeigen, dass im obersten Meter landwirtschaftlich genutzter Böden insgesamt rund 2,5 Milliarden Tonnen C_{org} gespeichert sind. Das ist mehr als doppelt so viel C_{org} wie derzeit in allen Bäumen (inclusive Totholz) in den Wäldern Deutschlands bevorratet ist (rund 1,17 Milliarden Tonnen; BMEL 2016).

Der C_{org}-Vorrat in landwirtschaftlich genutzten Böden war sehr variabel: Er reichte im oberen Meter von weniger als 30 t ha^{-1} in flachgründigen und sehr sandigen Böden bis über 500 t ha^{-1} in Moor- und moorähnlichen Böden. Der mittlere C_{org}-Vorrat in 0-100 cm Bodentiefe betrug 128 t ha^{-1} (0-90 cm: 123 t ha^{-1}), hierbei hatten Böden unter Ackernutzung 101 t ha^{-1} und Böden unter Dauergrünland 200 t ha^{-1}. Damit wiesen landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland im Durchschnitt einen etwas höheren C_{org}-Vorrat als Waldböden in Deutschland auf. Für letztere wurde im Rahmen der Bodenzustandserhebung Wald ein mittlerer C_{org}-Vorrat von rund 100 t ha^{-1} (ohne Streuauflage; 119 t ha^{-1} mit Streuauflage) in 0-90 cm Bodentiefe ermittelt. Dieses überraschende Ergebnis ist maßgeblich durch die höhere Tiefgründigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden und die höheren Anteile an stark hydromorphen Böden mit sehr hohem C_{org}-Vorrat (z. B. Moor- und moorähnliche Böden) geprägt. Die Ergebnisse der BZE-LW belegen, dass landwirtschaftlich genutzte Böden mit Abstand der größte terrestrische C_{org}-Speicher in Deutschland sind. Dies unterstreicht die Verantwortung der Landwirtschaft in Deutschland für den Erhalt und, wo möglich, Aufbau des C_{org}-Vorrates. Im oberen Meter landwirtschaftlich genutzter Böden sind derzeit rund 2,5 Milliarden t C_{org} gespeichert.

Innerhalb der landwirtschaftlich genutzten Böden nehmen Moor- und moorähnliche Böden, die rund 6 % der landwirtschaftlich genutzten Böden ausmachten, eine Sonderstellung ein: Ihr mittlerer C_{org}-Vorrat betrug im obersten Meter 515 t ha^{-1} und damit ein Vielfaches der C_{org}-Speicherung in mineralischen Böden und damit 24 % des gesamten C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland. Moorböden, die mindestens 2 m mächtig sind, speichern bereits über 1000 t C_{org} ha^{-1}. Unterböden (30-100 cm Bodentiefe) tragen maßgeblich zur C_{org}-Speicherung bei: In Moor- und moorähnlichen Böden speichern sie im Durchschnitt mehr als die Hälfte des gesamten C_{org}-Vorrates im oberen Meter. In mineralischen Böden stellen sie einen mittleren Anteil von 36 % des gesamten C_{org}-Vorrates.

Hohe natürliche Variabilität des Kohlenstoffvorrates

Die Variabilität des aktuellen C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden wird auf der Skalenebene „Deutschland“ in erster Linie durch Standortfaktoren bestimmt. Am deutlichsten ist der prägende Einfluss der Hydromorphie und anhaltenden Wassersättigung. Die C_{org}-Vorräte steigen mit dem Grad der Vernässung an und erreichen in tiefgründigen Moorböden ihr Maximum. In mineralischen Böden ist auch die Bodentextur ein entscheidender Faktor: Böden mit einem Tongehalt > 45 % haben im Mittel doppelt so viel C_{org} im Oberboden (0-30 cm) gespeichert wie sandige Böden mit einem Tongehalt < 12 %. Nur in den obersten 10 cm des Bodens besteht eine sehr enge Beziehung zwischen der Landnutzungsart (Acker bzw. Dauergrünland) und dem C_{org}-Vorrat. Die ganzjährig intensive Durchwurzelung und das Fehlen der Bodenbearbeitung führen hier zu einem höheren C_{org}-Vorrat in Böden unter Dauergrünland im Vergleich zu Ackernutzung.

Einflussgrößen für die Veränderung des Kohlenstoffvorrates sind vielfältig

Entscheidend für Veränderungen des aktuellen C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden sind die Art der Landnutzung und Bewirtschaftungsmaßnahmen, die entweder auf den Grad der Hydromorphie wirken oder die Höhe des jährlichen C_{org}-Eintrages in die Böden beeinflussen. Für Moor- und moorähnliche Böden ist unabhängig von der Landnutzungsart der mittlere Grundwasserflurabstand die entscheidende Einflussgröße für die Höhe der C_{org}-Vorratsverluste. Je tiefer der mittlere Grundwasserstand ist und je höher die C_{org}- und N_t-Vorräte sind, die im ungesättigten Bereich unter Sauerstoffeinfluss der raschen Mineralisation ausgesetzt sind, desto höher ist der gesamte C_{org}-Verlust. Für grundwasserferne mineralische Böden ist die Höhe des C_{org}-Eintrages über Pflanzenreste und organische Dünger eine zentrale Einflussgröße für Veränderungen des C_{org}-Vorrates im Oberboden (0-30 cm). Modellergebnisse weisen für grundwasserferne Böden unter Dauergrünlandnutzung bei gleich bleibender Bewirtschaftung und unveränderten Klimaverhältnissen im Mittel keine signifikante Änderung des C_{org}-Vorrates aus. Für Böden unter Ackernutzung zeigen die Modelle im Mittel für Deutschland einen signifikanten C_{org}-Verlust. Am deutlichsten fallen die modellierten C_{org}-Verluste der Ackerböden in Ostdeutschland aus. Dort sind im Mittel die C_{org}-Einträge über Erntereste und organische Dünger relativ gering. Die Modellergebnisse geben wichtige Hinweise über mögliche Entwicklungen des C_{org}-Vorrates in Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung, sie sind jedoch kein Ersatz für reale Bodenuntersuchungen. Die Frage, ob und wie stark landwirtschaftlich genutzte mineralische Böden in Deutschland C_{org} verlieren oder aufbauen, kann mit Sicherheit erst im Zuge regelmäßiger und standardisierter Wiederholungsbeprobungen an den Beprobungspunkten der BZE-LW beantwortet werden.

Landwirtschaftlich genutzte Böden sind, insbesondere durch das Ausmaß des C_{org}-Verlustes entwässerter Moor- und moorähnlicher Böden, eine starke Quelle für das Treibhausgas CO_2. Auch der Umbruch von Dauergrünland mit nachfolgender Ackernutzung führt nach den derzeitigen Kenntnissen an den meisten Standorten zu einem C_{org}-Verlust und somit zu klimabelastenden

CO_2-Emissionen. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass der Schutz des vorhandenen C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden vordringlich ist. Das Ziel der Bundesregierung, die Senkenfunktion des LULUCF-Sektors für CO_2-C langfristig zu sichern, wird nur zu erreichen sein, wenn der hohe C_{org}-Verlust aus landwirtschaftlich genutzten Moor- und moorähnlichen Böden deutlich verringert wird.

Humusmanagement muss Nährstoffmanagement sein

Ein standortoptimiertes Humusmanagement, und damit C_{org}-Management, ist zentraler Bestandteil einer nährstoff- und ressourceneffizienten landwirtschaftlichen Praxis, die die Bodenfruchtbarkeit langfristig sichert und umwelt- sowie klimabelastende Stoffausträge minimiert. Klimaschutz beginnt mit der Nährstoffwirkung der humusfördernden Maßnahmen und der damit verbundenen Einsparung synthetischer Dünger, deren Produktion sehr energieaufwändig ist. Nährstoffreiche Substrate, wie Gülle, Gärreste, Mist aber auch N-reiche Pflanzenreste, sind in erster Linie wertvolle Dünger. Auch Aufbau und Verlust des Humusvorrates im Boden sind direkt verbunden mit der Festlegung und Freisetzung von Nährstoffen. Das Humusmanagement zählt daher zu den wichtigsten Stellschrauben einer ressourcen- und klimaschonenden Düngung. Doch es ist Vorsicht geboten: Aus dem Klimaschutzpotential organischer Dünger entsteht eine erhebliche Klimabelastung, wenn Nährstoffüberschüsse auftreten und im Stall, bei der Lagerung und Ausbringung umwelt- und klimabelastende Ammoniak-, Lachgas- und Methanemissionen entstehen. Maximaler Klimaschutz durch optimales Humusmanagement ist daher eine umfassende betriebliche Herausforderung.

Wiederholte Bodenzustandserhebungen als Teil des deutschen Bodenmonitorings

Die vollständige Inwertsetzung der Ergebnisse dieser ersten BZE-LW und die wissenschaftlich gesicherte Validierung von Veränderungen des C_{org}-Vorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden sind an das Konzept einer regelmäßigen Bodenzustandserhebung im Abstand von ca. 10 Jahren gebunden. Die Wiederbeprobung der BZE-LW Punkte ist ein entscheidender Faktor, um das Potential der Ergebnisse in vollem Umfang für die Treibhausgas-Emissionsberichterstattung, die Validierung von Modellen sowie für die Planung, Bewertung und Anrechnung von Klimaschutzmaßnahmen nutzen zu können. Zusammen mit der Wiederbeprobung sollten auch aktualisierte Informationen zum betrieblichen Humusmanagement und zu Nutzungsänderungen erhoben werden.

Das 8 × 8 km Beprobungsraster der BZE-LW ist nicht geeignet, die fleckenhaft vorkommenden und kleinräumig sehr variablen Moor- und moorähnlichen Böden repräsentativ zu charakterisieren und zu beproben. Auch sind die Prozesse der Stabilisierung und des Abbaus organischer Substanz in diesen Böden grundlegend anders und zudem zeitlich und räumlich viel variabler als in mineralischen Böden, da sie maßgeblich über den Wasserstand und die Sauerstoffverfügbarkeit gesteuert werden. Vorgeschlagen wird daher die Etablierung eines moorspezifischen Monitorings in Ergänzung zur BZE-LW (Abbildung 5-1). Die Kombination der Erfassung der Sackung von Moor-

böden über längere Zeiträume (Grønlund et al. 2008) mit Messungen bodenhydrologischer Faktoren und weiterer Einflussgrößen der Torfmineralisation sowie der Modellierung ist ein vielversprechender Ansatz, um Änderungen des C_{org}-Vorrates in Moorböden standort- sowie managementdifferenziert zu erfassen und zu bewerten. Mit einem solchen Moorboden-Monitoring würden die Bemühungen im Moorschutz nachweisbar und in der Treibhausgas-Emissionsberichterstattung berichtbar.

Die Kombination der Ergebnisse der BZE-LW mit denen weiterer, langfristig etablierter Aktivitäten der Bodenbeobachtung in Deutschland (Abbildung 5-1) eröffnet Potentiale für differenziertere Einblicke in die Entwicklung der Vorräte an Humus und C_{org} in landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland unter sich ändernden Nutzungs- und Klimabedingungen. Im Rahmen der hier durchgeführten Modellierung der C_{org}-Vorratsentwicklung in Böden wurden bereits Ergebnisse der Bodendauerbeobachtung mit denen der BZE-LW kombiniert. Die Zusammenführung von Monitoring-Ansätzen mit unterschiedlichen Stärken, wie der Auflösung zeitlicher Trends (Bodendauerbeobachtung, ICOS), der gezielten Wirkungsanalyse einzelner Faktoren (Dauerfeldversuche) und der repräsentativen Bewertung auf regionaler und nationaler Skalenebene (BZE-LW), sollte intensiviert und die Messprogramme im Sinne der gemeinsamen Ergebnisverwertung sollten besser verzahnt werden.

Abbildung 5-1: Langfristige Forschungsinfrastrukturen in Deutschland (Moorboden-Monitoring in Planung) zur Bewertung der Entwicklung des Vorrates an organischem Kohlenstoff in landwirtschaftlich genutzten Böden unter dynamischen Nutzungs- und Klimabedingungen

Die Klimaänderungen in Deutschland mit steigenden Temperaturen, abnehmenden Niederschlägen im Sommerhalbjahr und zunehmenden Extremwetterereignissen steigern die Produktionsrisiken der Landwirtschaft. Ein nachhaltiges Humusmanagement gewinnt daher auch als Anpassungsmaßnahme an den Klimawandel an Bedeutung. Maßnahmen des Humusaufbaus bieten im Rahmen eines effizienten und verlustarmen Nährstoffmanagements vielfältig positive Wirkungen und Chancen sowohl für die Bodenfruchtbarkeit und Ertragssicherheit als auch für den Boden- und Klimaschutz. Diese Chancen und ihre Synergien gilt es im Sinne einer effizienten und umweltschonenden Landwirtschaft zu nutzen.

6 Kooperationen

Mit folgenden Landesämtern wurden Kooperationsverträge abgeschlossen. Die Ämter unterstützten die BZE-LW durch bodenkundliche Karten und teils auch bei der Kartierung im Feld.

- Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau; Baden-Württemberg
- Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe; Brandenburg
- Landesamt für Umwelt und Geologie, Dezernat Boden und Altlasten; Hessen
- Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie; Mecklenburg-Vorpommern
- Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie; Niedersachsen
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz; Nordrhein-Westfalen
- Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt
- Geologischer Dienst des Landes Schleswig-Holstein
- Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein
- Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, Referat 64 Bodenkunde, Bodenschutz, Altlasten

7 Danksagung

Ohne die freiwillige Teilnahme der *Landwirtinnen und Landwirte* von 3104 landwirtschaftlichen Betrieben wäre die BZE-LW nicht möglich gewesen. Wir danken herzlich für die Unterstützung unseres Projektes, die Aufgeschlossenheit und Freundlichkeit, die Zurverfügungstellung von Informationen und Bewirtschaftungsangaben und für das Vertrauen in unsere Arbeit. Unser Dank gilt ebenso dem *Deutschen Bauerverband e. V.* für die Unterstützung unseres Projektvorhabens.

Wir danken *allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der BZE-LW*, die nicht zu den Autoreninnen und Autoren dieses Berichtes zählen, aber ohne deren unermüdlichen Einsatz im Gelände, im Labor und am Schreibtisch dieser Bericht niemals möglich gewesen wäre: Christoph Albrecht, Nicole Altwein, Ines Backwinkel, Christof Barkhausen, Ulff Baumann, Janine Beckmann, Jürgen Berkhan, Norbert Bischoff, Burkhard Boße, Michaela Busch, Gerda de Wit, Irina Delchmann, Patrick Deppe, Mathias Dinter, Carsten Dreikorn, Tilmann Dreysse, Jürgen Dürrmann, Annerose Dutzi, Christina Elsner, Norbert Emmerlich, Sven Evertsbusch, Ann-Kathrin Franz, Niklas Friebel, Anke Friede, Anna Friedrich, Martina Friedrich, Mario Gelhard, Uwe Gerloff, Catharina Göbel, Anne-Kathrin Grashoff, Dirk Hadlak, Oliver Hannig, Rolf Harke, Frank Hegewald, Wolfgang Hölzer, Kai Hortobagyi, Thomas Hövelmann, Nourollah Khodaei, Lars Konen, Thomas Kurth, Christoph Langebartels, Andre Lenz, Wibke Lundius, Björn Matthies, Mathias Mehlhorn, Ariane Meinke, Joanna Mittelstädt, Tobias Nagel, Bettina Otte, Julien Pilgrim, Andrea Pongrac, Lukas Post, Sascha Pukropski, Martin Ramoth, Thomas Rauschen, Stefanie Reddecker, Margret Reuß, Stefan Riedel, Tanja Roemmer, Hans-Joachim Rusteberg, Rebecca Saam, Mathias Sack, Hinrich Salge, Bernd Schemschat, Marcus Schiedung, Steffanie Schirren, Adina Schlegel, Hanne Schmidt-Przebierala, Michael Schön, Hubert Schönberger, Gunda Schrader, Gunda Schulte auf'm Erley, Heinz-Wilhelm Schulz, Reinhard Schwender, Clemens Siebner, Matthias Siedschlag, Simone Steinböhmer, Cornelia Steller, Franziska Stender, Hans-Peter Ventroni, Michael Wenclawiak, Claudia Werner, Claudia Wilkes und Lutz Wirsig. Unser besonderer Dank gilt Steffanie Schirren für die langjährige Begleitung der BZE-LW als Projektassistentin und für ihre großartige Hilfe bei allen organisatorischen Arbeiten und der Erstellung dieses Berichtes.

Wir danken *den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern sowie Kooperationspartnerinnen und -Partnern des Verbundprojektes „Organische Böden“*, das zu wichtigen Erkenntnissen im Bereich Kohlenstoffdynamik in Moorböden führte: Elisa Albiac Borraz, Jürgen Augustin, Michel Bechtold, Sascha Beetz, Susanne Belting, Colja Beyer, Ulrich Dettmann, Matthias Drösler, Martin Ebli, Tim Eickenscheidt, Holger Fell, Sabine Fiedler, Christoph Förster, Michael Giebels, Stephan Glatzel, Jan Heinichen, Mathias Hoffmann, Heinrich Höper, Gerald Jurasinski, Katharina Leiber-Sauheitl, Mandy Peichl-Brak, Michael Sommer, Niko Roßkopf, Jutta Zeitz. Ferner danken wir den in Kapitel 6 genannten Kooperationspartnern, die sich direkt an Auswertungsfragen der BZE-LW beteiligten.

Das Thünen-Institut bedankt sich beim *BMEL* für die Ermöglichung und die aktive Unterstützung der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft.

8 Literaturverzeichnis

AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (Hrsg.). Bad Langensalza

AGRARSTATISTIKGESETZ (2014): Agrarstatistikgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Dezember 2009 (BGBl. I S. 3886), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 5. Dezember 2014 (BGBl. I S. 1975) geändert worden ist

ALCÁNTARA V, DON A, WELL R, NIEDER R (2016): Deep ploughing increases agricultural soil organic matter stocks. Global Change Biology 22(8): 2939-2956.

AMADOR J, JONES R D (1993): Nutrient limitations on microbial respiration in peat soils with different total phosphorus content. Soil Biology and Biochemistry 25: 793-801.

AMON B, KRYVORUCHKO V, AMON T, ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S (2006): Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. Agriculture, Ecosystems Environment 112: 153-162.

AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG (2017): Erntebericht über Feldfrüchte und Grünland im Land Brandenburg 2016, URL: https://www.statistik-berlin-brandenburg.de/publikationen/stat_berichte/2017/SB_C02-02-00_2016j01_BB.pdf, Abrufdatum: 05.02.2018

ANDREN O, KÄTTERER T (1997): ICBM: The introductory carbon balance model for exploration of soil carbon balances. Ecological Applications 7(4): 1226-1236.

ASCHMANN V, EFFENBERGER M, GRAF J, HALAMA M, KEYMER U, STROBL M, WINKLER J (2013): Bayernplan - Einsatz von Biogas zum Ersatz von Gaskraftwerken. Arbeitsgruppe 1 „Potential, verfahrenstechnische und ökonomische Konsequenzen für die Biogaserzeugung“. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, URL: www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/bayernplan_einsatz_von_biogas_zum_ersatz_von_gaskraftwerken_ag1.pdf, Abrufdatum: 27.09.2018

BAKER J M, OCHSNER T E, VENTEREA R T, GRIFFIS T J(2007): Tillage and soil carbon sequestration – What do we really know? Agriculture Ecosystems & Environment 118(1-4): 1-5.

BALDAUF S, BERGMEISTER S (2006): Abbauverhalten von ausgewählten organischen Schadstoffen in Klärschlammkomposten bei veränderten Rotteparametern, URL: http://www.vorarlberg.at/publikationen/umwelt_und_lebensmittel/ual/WV/Kompost-Rotteverh.pdf, Abrufdatum: 29.03.2018

BAMBALOV N (1999): Dynamics of organic matter in peat soil under the conditions of sand-mix culture during 15 years (a short communication). International Agrophysics 13(2): 269-272.

BAYRISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2011): Integrierter Pflanzenbau – Zwischenfruchtanbau, URL: https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/p_28819.pdf, Abrufdatum: 18.12.2017.

BAYRISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2018): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland, URL: http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/leitfaden-duengung-acker-gruenland_gelbes-heft_lfl-information.pdf, Abrufdatum: 13.09.2018

BAYRISCHES LANDESAMT FÜR STATISTIK (2016): GENESIS-Online Datenbank, URL: www.statistikdaten.bayern.de/genesis, Abrufdatum: 21.07.2016

BEARE M H, GREGORICH E G, ST-GEORGES P (2009): Compaction effects on CO2 and N2O production during drying and rewetting of soil. Soil Biology and Biochemistry 41: 611-621.

BECHTOLD M, TIEMEYER B, LAGGNER A, LEPPELT T, FRAHM E, BELTING S (2014): Large-scale regionalization of water table depth in peatlands optimized for greenhouse gas emission upscaling. Hydrology and Earth System Sciences 18: 3319-3339.

BEETZ S, LIEBERSBACH H, GLATZEL S, JURASINSKI G, BUCZKO U, HÖPER H (2013): Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an atlantic peat bog, Biogeosciences 10: 1067-1082.

BELLAMY P H, LOVELAND P J, BRADLEY R I, LARK R M, KIRK G J (2005): Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. Nature 437(7056): 245-248.

BEVEN K J, KIRBY M (1979): A physically based, variable contributing area model of Basin hydrology. Hydrological Sciences Bulletin 24(1): 43-69.

BEYER C (2014): Greenhouse gas exchange of organic soils in Northwest Germany - Effects of organic soil cultivation, agricultural land use and restoration, PhD thesis, University of Bremen, Bremen, Germany.

BEYER C, HÖPER H (2014): Greenhouse gas emissions from rewetted bog peat extraction sites and a Sphagnum cultivation site in Northwest Germany. Biogeosciences 12: 2101-2117.

BIOS BIOENERGIESYSTEME GMBH; Biomass. URL: http://www.ieabcc.nl/database/biomass.php, Abrufdatum: 29.03.2018

BLODAU C (2002): Carbon cycling in peatlands- A review of processes and controls. Environmental Reviews 10: 111-134.

BMEL (2016a): Landwirtschaftliche Betriebe nach betriebswirtschaftlicher Ausrichtung, URL: https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/landwirtschaftliche-betriebe/, Abrufdatum: 04.07.2018

BMEL (2016b): Waldböden in Deutschland – Ausgewählte Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung. URL: https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/Waldboden-Bodenzustandserhebung.pdf?__blob=publicationFile, Abrufdatum: 21.11.2018

BMEL (2018a): Betriebsformen, URL: https://www.bmelstatistik.de/landwirtschaft/testbetriebsnetz/kennzahlen-und-definitionen/betriebsformen/, Abrufdatum: 26.04.2018

BMEL (2018b): Klassifizierungssystem der EU für landwirtschaftliche Betriebe in Deutschland, URL: https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/tabellen-zur-landwirtschaft/, Abrufdatum: 30.08.2018

BOLINDER M A, JANZEN H H, GREGORICH E G, ANGERS D A, VAN DEN BYGAART A J (2007): An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. Agriculture, Ecosystems and Environment 118(1-4): 29-42.

BOLINDER M A, KÄTTERER T, POEPLAU C, BÖRJESSON G, PARENT L E (2015): Net primary productivity and belowground crop residue inputs for root crops: Potato (Solanum tuberosum L.) and sugar beet (Beta vulgaris L.). Canadinan Journal of Soil Science 95(2): 87-93.

BORHO W (2008): 20 Jahre Dauerbeobachtung in Baden- Württemberg- von klassischen Bodenuntersuchungen zu medienübergreifenden Umweltbilanzen. Bodenschutz Band 21, LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden- Württemberg), Karlsruhe

BÖTTCHER F, SCHMIDT M, MÜLLER E, SCHMIDT A, WEISKE T (2015): Grünes Licht für Zwischenfrüchte. Landwirtschaft ohne Pflug. Berlin, Verlag Emminger & Partner GmbH 6: 36-39.

BRAKE M, HÖPER H, JOERGENSEN R G (1999): Land use-induced changes in activity and biomass of microorganisms in raised bog peats at different depths. Soil Biology and Biochemistry 31: 1489-1497.

BREIMAN L (2001): Random Forests. Machine Learning 45(1): 5-32.

BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (2009-2017): *Diverse Dienste.* URL: http://www.geodatenzentrum.de/geodaten/gdz_rahmen.gdz_div, Abrufdatum: 26.11.2018

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2012): Schutzgebiete in Deutschland. URL: https://www.bfn.de/infothek/karten.html, Abrufdatum: 26.11.2018

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2007a): Bodenarten der Böden Deutschlands – Bericht über länderübergreifende Auswertungen von Punktinformationen im FISBo BGR, URL: https://docplayer.org/7149315-Bodenarten-der-boeden-deutschlands.html, Abrufdatum 21.09.2018

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2007b): Geologische Übersichtskarte 1:200.000, URL: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Sammlungen-Grundlagen/GG_geol_Info/Karten/Deutschland/GUEK200/guek200_inhalt.html, Abrufdatum: 15.11.2018

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2007c) Bodenarten in Oberböden Deutschlands 1:1.000.000, URL: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Karten/Downloads/Karte_Bodenarten_Deutschlands.pdf?__blob=publicationFile&v=4, Abrufdatum: 19.11.2018

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2007d): Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands 1:1.000.000 (WMS), URL: https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/DetailResult.do?fileIdentifier=F72CF0A3-5373-4A38-B6A2-D378D184540D, Abrufdatum: 13.04.2018

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2008): Bodengroßlandschaften von Deutschland 1: 5.000.000, URL: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/Themenkarten/BGL5000/bgl5000_node.html, Abrufdatum: 28.03.2018

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2013): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000, URL: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/BUEK1000/buek1000_node.html, Abrufdatum: 28.03.2018

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2016): Bodenatlas Deutschland – Böden in thematischen Karten. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 144 S.

BUNDESDATENSCHUTZGESETZ (2017): URL: http://www.gesetze-im-internet.de/bdsg_2018/BDSG.pdf; Abrufdatum 21.06.2018

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (HRSG.) (2014): Aktionsprogramm Klimaschutz 2020, Kabinettsbeschluss vom 3. Dezember 2014. Berlin, 84 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (HRSG.) (2016): Klimaschutzplan 2050 – Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung. Berlin, 92 S.

CAPRIEL P (2013): Trends in organic carbon and nitrogen contents in agricultural soils in Bavaria (south Germany) between 1986 and 2007. European Journal of Soil Science 64(4): 445-454.

CARLGREN K, MATTSSON L (2001): Swedish soil fertility experiments. Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science 51(2): 49-78.

CERTINI G, VESTGARDEN L S, FORTE C, STRAND L T (2015): Litter decomposition rate and soil organic matter quality in a patchwork heathland of southern Norway. SOIL 1: 207-216.

CHARTIN C, STEVENS A, GOIDTS E, KRÜGER I, CARNOL M, VAN WESEMAEL B (2017): Mapping Soil Organic Carbon stocks and estimating uncertainties at the regional scale following a legacy sampling strategy (Southern Belgium, Wallonia). Geoderma Regional 9: 73-86.

CHIMENTO C, ALMAGRO M, AMADUCCI S (2016): Carbon sequestration potential in perennial bioenergy crops : the importance of organic matter inputs and its physical protection. Global Change Biology Bioenergy 8: 111-121.

CHRISTENSEN B T (2001): Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. European Journal of Soil Science 52(3): 345-353.

CHRISTENSEN B T, RASMUSSEN J, ERIKSEN J, HANSEN E M (2009): Soil carbon storage and yields of spring barley following grass leys of different age. European Journal of Agronomy 31(1): 29-35.

CHRISTOPHER S F, LAL R (2007): Nitrogen management affects carbon sequestration in North American cropland soils. Critical Reviews in Plant Sciences 26(1): 45-64.

CIAIS P, SABINE C, BALA G, BOPP L, BROVKIN V, CANADELL J, CHHABRA A, DEFRIES R, GALLOWAY J, HEIMANN M, JONES C, LE QUÉRÉ C, MYNENI R B, PIAO S, THORNTON P (2013): Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (STOCKER T F, QIN D, PLATTNER G-K, TIGNOR M, ALLEN S K, BOSCHUNG J, NAUELS A, XIA Y, BEX V, MIDGLEY P M (EDS.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

CIAIS P, WATTENBACH M, VUICHARD N, SMITH P, PIAO S L, DON A, LUYSSARTS S, JANNSENS I A, BONDEAU A, DECHOW R, LEIP A P, BEER C, VAN DER WERF G R, GERVOIS S, VAN OOOST K, TOMELLERI E, FREIBAUER A, SCHULZE E D, CARBOEUROPE SYNTHESIS TEAM C S (2010): The European carbon balance. Part 2 : Croplands. Global Change Biology 16(5): 1409-1428.

COCHRAN W G (1977): Sampling Techniques, 3rd edition. John Wiley & Sons, New York, 428 Seiten.

COLEMAN K, JENKINSON D S (1995): ROTHC-26.3: A Model for the Turnover of Carbon in Soil: Model Description and Users Guide, IACR.

COLEMAN K, JENKINSON D S (1996): ROTHC-26.3: A Model for the turnover of carbon in soil. In Evaluation of soil organic matter models. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 237-246.

CONANT R T, PAUSTIAN K (2002): Spatial variability of soil organic carbon in grasslands: implications for detecting change at different scales. Environmental Pollution Volume 116: 127-135.

CONANT R T, PAUSTIAN K, ELLIOTT E T (2001): Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. Ecological Applications 11(2): 313-355.

CORDSEN E (1993): Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 72(2): 859-862.

CORTI G, UGOLINI F C, AGNELLI A, CERTINI G, CUNIGLIO R, BERNA F, FERNÁNDEZ SANJURJO M J (2002): The soil skeleton, a forgotten pool of carbon and nitrogen in soil. European Journal of Soil Science 53(2): 283-298.

DALAL R C, ALLEN D E, WANG W J, REEVES S, GIBSON I (2011): Organic carbon and total nitrogen stocks in a Vertisol following 40 years of no-tillage, crop residue retention and nitrogen fertilisation. Soil and Tillage Research 112(2): 133-139.

DE SMIDT J T (1979): Origin and destruction of Northwest European heath vegetation, In: Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften. Berichte der internationalen Symposien der internationalen Vereinigung für Vegetationskunde. Cramer, Vaduz, S. 411-432

DECHOW R, FRANKO U, KÄTTERER T, KOLBE H (2019): Evaluation of the RothC model as a prognostic tool for the prediction of SOC trends in response to management practices on arable land. *Geoderma 337*: 463-478.

DERPSCH R, FRIEDRICH T, KASSAM A, LI H (2010): Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. International Journal of Agricultural and Biological Engineering 3(1): 1-25.

DEUTSCHER WETTERDIENST (2013), (2017): Diverse Klimadaten, URL: https://www.dwd.de/DE/leistungen/_functions/Suche/Suche_Formular.html, Abrufdatum: 22.11.2018

DIENSTLEISTUNGSZENTRUM LÄNDLICHER RAUM (DLR) EIFEL (2006): Grassamenanbau: Grundlagen und Informationen – Anbau, Markt, Richtlinien, Betriebswirtschaft, Bitburg, URL: http://www.dlr-eifel.rlp.de/Internet/global/inetcntr.nsf/dlr_web_full.xsp?src=H9NZ5F082O&p1=SZ013OMFNO&p3=907Q24ZQPS&p4=4T534207JA , Abrufdatum: 06.06.2017

DIN 19539 (2016-12): Untersuchung von Feststoffen – Temperaturabhängige Differenzierung des Gesamtkohlenstoffs (TOC_{400}, ROC, TIC_{900}).

DIN EN 16168 (2012-11): Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden – Bestimmung des Gesamt-Stickstoffgehaltes mittels trockener Verbrennung.

DIN EN ISO 11508 (2002-05): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der Kornrohdichte.

DIN ISO 10390 (2005): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des pH-Wertes.

DIN ISO 10694 (1995): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse).

DIN ISO 11277 (1998): Bodenbeschaffenheit – Partikelgrößenverteilung in Mineralböden.

DIN ISO 11464 (1996-12): Bodenbeschaffenheit - Probenvorbehandlung für physikalisch-chemische Untersuchungen.

DIN ISO 16720 (2005): Bodenbeschaffenheit - Vorbehandlung von Proben durch Gefriertrocknung für die anschließende Analyse.

DOETTERL S, SIX J, VAN WESEMAEL B, VAN OOST K (2012): Carbon cycling in eroding landscapes: Geomorphic controls on soil organic C pool composition and C stabilization, Global Change Biology 18(7): 2218-2232

DÖHLER H, ET AL. (2009): Faustzahlen für die Landwirtschaft, 14. Auflage, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt

DON A, SCHUMACHER J, SCHERER-LORENZEN, SCHOLTEN T, SCHULZE E-D (2007): Spatial and vertical variation of soil carbon at two grassland sites — Implications for measuring soil carbon stocks. Geoderma 141(3-4): 272-282.

DRÖSLER M (2005): Trace gas exchange of bog ecosystems, Southern Germany. Technische Universität München, Freising.

DRÖSLER M (2015): Trace gas exchange of bog ecosystems, Southern Germany, PhD thesis, Technische Universität München, Freising.

DÜWEL O, SIEBNER C S, UTERMANN J, KRONE F (2007): Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands – Bericht über länderübergreifende Auswertung von Punktinformationen im FISBo BGR, BGR, Hannover.

EBERTSEDER T, ENGELS C, HEYN J, REINHOLD J, BROCK C, FÜRSTENFELD F, HÜLSBERGEN K J, ISERMANN K, KOLBE H, LEITHOLD G, SCHMID H, SCHWEITZER K, WILLMS M, ZIMMER J (2014): Humusbilanzierung. Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. VDLUFA-Standpunkt.

ECOFYS (2017): Member State recommendations on reporting systems for cropland & grazing land management emissions & removals, GERMANY: 2016 and 2017 Submission; vertraulicher Bericht im Auftrag der EU-Komissionen, DG-Climate Action.

EGGELSMANN R (1979): Vom Dampfpflug zum Tiefkulturpflug. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 20: 99-112.

EGGLESTON H S, BUENDIA L, MIWA K, NGARA T, TANABE K (2006): Chapter 11: N_2O emissions from managed soils, and CO_2 emissions from lime and urea application, in: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Kanagawa, Japan, Institute for Global Environmental Strategies (IGES).

EICKENSCHEIDT T, HEINICHEN J, DRÖSLER M (2015): The greenhouse gas balance of a drained fen peatland is mainly controlled by land-use rather than soil organic carbon content. Biogeosciences 12: 5161-5184.

ELITH J, LEATHWICK J R, HASTIE T (2008): A working guide to boosted regression trees. Journal of Animal Ecology 77(4): 802-813.

ELLERT B H, BETTANY J R (1995): Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. Canadian Journal of Soil Science 75: 529-538.

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2018): Land use and forestry regulation for 2021-2030, URL: https://ec.europa.eu/clima/lulucf_en, Abrufdatum: 13.11.2018

EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2007): Richtlinie 2007/2/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. März 2007 zur Schaffung einer Geodateninfrastruktur in der Europäischen Gemeinschaft (INSPIRE), URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32007L0002&from=DE, Abrufdatum: 21.06.2018

EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2013): Beschluss Nr. 529/2013/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2013 über die Anrechnung und Verbuchung von Emissionen und des Abbaus von Treibhausgasen infolge von Tätigkeiten im Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft und über Informationen zu Maßnahmen in Zusammenhang mit derartigen Tätigkeiten, URL: https://www.thuenen.de/media/institute/lr/LULUCF-Beteiligung_2014/Beschluss/Beschluss_529_2013_LULUCF.pdf, Abrufdatum: 07.08.2018

EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2013): Verordnung (EU) Nr. 1307/2013 Des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Dezember 2013 mit Vorschriften über Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 637/2008 des Rates und der Verordnung (EG) Nr. 73/2009 des Rates, URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013R1307&qid=1436267634754&from=EN, Abrufdatum: 04.06.2018

EUROPÄISCHES PARLAMENT UND RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2018): Verordnung (EU) 2018/841 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 über die Einbeziehung der Emissionen und des Abbaus von Treibhausgasen aus Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft in den Rahmen für die Klima- und Energiepolitik bis 2030 und zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 525/2013 und des Beschlusses Nr. 529/2013/EU. URL: https://www2.jurion.de/files/lexsoft/share/pdf/32018r0841_l_15620180619de00010025.pdf Abrufdatum: 07.08.2018

FALGE E, BALDOCCHI D, OLSON R, ANTHONI P, AUBINET M, BERNHOFER C, BURBA G, CEULEMANS R, CLEMENT R, DOLMAN H, GRANIER A, GROSS P, GRUNWALD T, HOLLINGER D, JENSEN NO, KATUL G, KERONEN P, KOWALSKI A, LAI CT, LAW BE, MEYERS T, MONCRIEFF H, MOORS E, MUNGER JW, PILEGAARD K, RANNIK U, REBMANN C, SUYKER A, TENHUNEN J, TU K, VERMA S, VESALA T, WILSON K, WOFSY S (2001): Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. Agricultural and Forest Meteorology 107: 43-69.

FALLOON P, SMITH P (2002): Simulating SOC changes in long-term experiments with RothC and CENTURY: model evaluation for a regional scale application. Soil Use and Management 18(2): 101-111.

FALLOON P, SMITH P (2010): Modelling soil carbon dynamics, in: KUTSCH W L, BAHN M, HEINEMEYER A (HRSG.): Soil carbon dynamics: an integrated methodology. Cambridge University Press, S. 221-245.

FALLOON P, SMITH P, COLEMAN K, MARSHALL S (1998): Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. Soil Biology & Biochemistry 30(8): 1207-1211.

FELL & KERNBACH GMBH (2014): WebGIS Moorkartierung Brandenburg, URL: https://webgis.fell-kernbach.de/project/doc/html/index.html, Abrufdatum: 15.10.2018

FELL H, ROßKOPF N, ZEITZ J (2012): Aktivitätsdaten organische Böden, Humboldt-Universität zu Berlin, Fachgebiet Bodenkunde und Standortlehre.

FELLER C, FINK M, LABER H, MAYNC A, PASCHOLD P J, SCHARPF H C, SCHLAGHECKEN J, STROHMEYER K, WEIER U, ZIEGLER J (2011): Düngung im Freilandgemüsebau, URL: http://www.igzev.de/publikationen/IGZ_Duengung_im_Freilandgemuesebau.pdf, Abrufdatum: 26.4.2018

FOOD AND AGRICULTURE ORGANISATION OF THE UNITED NATIONS (2017): Global Soil Partnership: Global Soil Organic Carbon Map, URL: http://www.fao.org/global-soil-partnership/pillars-action/4-information-and-data-new/global-soil-organic-carbon-gsoc-map/en/, Abrufdatum: 15.11.2018

FÖRSTER C (2016): Influence of management and restoration on CO_2 balances of a drained bog, PhD thesis, Technische Universität München in Kooperation mit der Hochschule für angewandte Wissenschaften Weihenstephan-Triesdorf, Freising.

FRANK S, TIEMEYER B, BECHTOLD M, LÜCKE A, BOL R (2017): Effect of past peat cultivation practices on present dynamics of dissolved organic carbon. Science of the Total Environment 574: 1243-1253.

FRANKO U (1997): Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. Archives of Agronomy and Soil Science 41(6): 527-547.

FRANKO U, KOLBE H, THIEL E, LIESS E (2011): Multi-site validation of a soil organic matter model for arable fields based on generally available input data. Geoderma 166(1): 119-134.

FREIBAUER A, ROUNSEVELL M D A, SMITH P, VERHAGEN J (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma 122(1): 1-23.

FROLKING S, ROULET N (2007): Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. Global Change Biology 13(5): 1079-1088.

GALE M R, GRIGAL D F (1987): Vertical Root Distributions of Northern Tree Species in Relation to Successional Status. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere 17(8): 829-834.

GAN Y T, CAMPBELL C A, JANZEN H H, LEMKE R L, BASNYAT P, MCDONALD C L (2009): Carbon input to soil from oilseed and pulse crops on the Canadian prairies. Agriculture, Ecosystems and Environment 132: 290-297.

GARDNER R H, O'NEILL R V (1983): Parameter uncertainty and model predictions: a review of Monte Carlo results, in: Uncertainty and forecasting of water quality. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 245-257

GEOBASIS-DE/ LVERMGEORP (2017): dl-de/by-2-0, URL: http://www.lvermgeo.rlp.de (Daten bearbeitet), Originale im Besitz der Kartenabteilung der Staatsbibliothek zu Berlin, URL: http://www.geoportal.rlp.de/portal/karten.html?LAYER(zoom)=1&LAYER(id)=49366, Abrufdatum: 03.07.2018

GEOBASIS-DE/ M-V (2017): Historische Karten, URL: https://www.laiv-mv.de/Geoinformation/Karten/Historische-Karten/, Abrufdatum: 03.07.2018

GERZABEK M H, PICHLMAYER F, KIRCHMANN H, HABERHAUER G (2005): The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. Eurpean Journal of Soil Science 48(2): 273-282.

GILL R A, JACKSON R B (2000): Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. New Phytologist 147(1): 13-31.

GLATZEL S, LEMKE S, GEROLD S (2006): Short-term effects of an exceptionally hot and dry summer on decomposition of surface peat in a restored temperate bog. European Journal of Soil Biology 42(4): 219-229.

GOIDTS E, VAN WESEMAEL B (2007): Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955-2005). Geoderma 141(3-4): 341-354.

GOLCHIN A, OADES J M, SKJEMSTAD J O, CLARKE P (1994): Study of Free and Occluded Particulate Organic Matter in Soils by Solid state 13C CP/MAS NMR Spectroscopy and Scanning Electron Microscopy. Australian Journal of Soil Research 32: 285-309.

GÖTTLICH K (HRSG.) (1990): Moor- und Torfkunde, 3. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart.

GRAY J M, BISHOP T F A, WILSON B R (2015): Factors Controlling Soil Organic Carbon Stocks with Depth in Eastern Australia, Soil Science Society of America Journal 79(6): 1741-1751.

GRIFFIN T S, HE Z, HONEYCUTT C W (2005): Manure composition affects net transformation of nitrogen from dairy manures. Plant and Soil 273(1-2): 29-38.

GRØNLUND A, HAUGE A, HOVDE A, RASSE D P (2008): Carbon loss estimates from cultivated peat soils in Norway: a comparison of three methods. Nutrient Cycling in Agroecosystems 81(2): 157-167.

GROSZ B, DECHOW R, GEBBERT S, HOFFMANN H, ZHAO G, CONSTANTIN J, RAYNAL H, WALLACH D, COUCHENEY E, LEWAN E, ECKERSTEN H, SPECKA X, KERSEBAUM K-C, NENDEL C, KUHNERT M, YELURIPATI J, HAAS E, TEIXEIRA E, BINDI M, TROMBI G, MORIONDO M, DORO L, ROGGERO P P, ZHAO Z, WANG E, TAO F, RÖTTER R, KASSI B, CAMMARANO D, ASSENG S, WEIHERMÜLLER L, SIEBERT S, GAISER T, EWERT F (2017): The implication of input data aggregation on up-scaling soil organic carbon changes. Environmental Modelling & Software 96: 361-377.

GRÜNEBERG E (2018): Zuordnung der Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebnung Landwirtschaft zu den Leitbodenassoziationen, Persönliche Mitteilung vom 16.10.2018

GULDE S, CHUNG H, AMELUNG W, CHANG C, SIX J (2008): Soil Carbon Saturation Controls Labile and Stable Carbon Pool Dynamics, Soil Science Society of America Journal 72(3): 605-612.

GÜNTHER A, HUTH V, JURASINSKI G, GLATZEL S (2014): The effect of biomass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen. GCB Bioenergy 7(5):1092-1106.

GÜNTHER A, JURASINSKI G, ALBRECHT K, GAUDIG G, KREBS M, GLATZEL S (2017): Greenhouse gas balance of an establishing Sphagnum culture on a former bog grassland in Germany. Mires and Peat 20(2):1-16.

HAENEL H-D, RÖSEMANN C, DÄMMGEN U, DÖRING U, WULF S, EURICH-MENDEN B, FREIBAUER A, DÖHLER H, SCHREINER C, OSTERBURG B (2018): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990-2016 – Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2018, URL: https://www.thuenen.de/de/ak/arbeitsbereiche/emissionsinventare/, Abrufdatum: 26.11.2018

HAENEL H-D, RÖSEMANN C (2017): in UMWELTBUNDESAMT (HRSG.): Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol 2017 – National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990-2015, German Environment Agency, UNFCCC-Submission, URL: https://unfccc.int/documents, Abrufdatum: 05.11.2018

HFA A2.3: Feinbodenmenge und Feinbodenanteil (BZE 1), URL: https://www.bmel.de/DE/Wald-Fischerei/Waelder/_texte/Handbuch-Forstliche-Analytik.html, Abrufdatum: 27.09.2018

HFA A2.5: Korngrößenzusammensetzung in Mineralböden, URL: https://www.bmel.de/DE/Wald-Fischerei/Waelder/_texte/Handbuch-Forstliche-Analytik.html, Abrufdatum: 27.09.2018

HFA A2.8: Trockenrohdichte des Feinbodens (TRD_{FB}) und Feinbodenvorrat (FBV), URL: https://www.bmel.de/DE/Wald-Fischerei/Waelder/_texte/Handbuch-Forstliche-Analytik.html, Abrufdatum: 27.09.2018

HANTSCHEL R E, FLESSA H, BEESE F (1994): An automated microcosm system for studying soil ecological processes. Soil Science Society of America 58: 401-404.

HARMEL R D, SMITH P K (2007): Consideration of measurement uncertainty in the evaluation of goodness-of-fit in hydrologic and water quality modeling. Journal of Hydrology 337(3-4): 326-336.

HARMEL R D, SMITH P K, MIGLIACCIO K W (2010): Modifying goodness-of-fit indicators to incorporate both measurement and model uncertainty in model calibration and validation. Transaction of the ASABE 53: 55-63.

HASS M-L (2017): Strukturelle und chemische Differenzierung zwischen heide- und moorbürtiger organischer Bodensubstanz. Masterarbeit, Leibniz Universität Hannover, Hannover, Germany

HASSINK J (1997): The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. Plant Soil: 191(1), 77-87.

HEIKKINEN J, KETOJA E, NUUTINEN V, REGINA, K (2013): Declining trend of carbon in Finnish cropland soils in 1974–2009. Global change biology 19(5): 1456-1469.

HEIKKINEN J, KURGANOVA I N, LOPES DE GERENYU V, PALOSUP T, REGINA K (2014): Changes in soil carbon stock after cropland conversion to grassland in Russian temperate zone: Measurements versus model simulation. Nutrient Cycling in Agroecosystems 98(1): 97-106.

HEINZE S, LUDWIG B, PIEPHO HP, MIKUTTA R, DON A, WORDELL-DIETRICH P, HELFRICH M, HERTEL D, LEUSCHNER C, KIRFEL K, KAN-DELER E, PREUSSER S, GUGGENBERGER G, LEINEMANN T, MARSCHNER B (2017): Factors controlling the variability of organic matter in the top- and subsoil of a sandy Dystric Cambisol under beech forest. Geoderma 311: 37-44.

HELFRICH M, LUDWIG B, BUURMAN P, FLESSA H (2006): Effect of land use on the composition of soil organic matter in density and aggregate fractions as revealed by solid-state 13C NMR spectroscopy. Geoderma 136(1-2): 331-341.

HERBST M, WELP G, VEREECKEN H, AMELUNG W (2011): Rock fragments control size and saturation of organic carbon pools in agricultural topsoil. Soil Science Society of America Journal *75*(5): 1898-1907.

HESSISCHES STATISTISCHES LANDESAMT(2018): Persönliche Mitteilung vom 06.02.2018

HIJMANS RJ (2013): Species distribution modeling. Documentation on the R Package 'dismo', version 0.9-3, URL: http://cran.r-project.org/web/packages/dismo/dismo.pdf, Abrufdatum 2014

HIRTE J, LEIFELD J, ABIVEN S, OBERHOLZER H R, MAYER J (2018): Below ground carbon inputs to soil via root biomass and rhizodeposition of field-grown maize and wheat at harvest are independent of net primary productivity. Agriculture, Ecosystems & Environment 265: 556-566.

HOBLEY E U, WILSON B (2016): The depth distribution of organic carbon in the soils of eastern Australia. Ecosphere 7(1): 1-21.

HOBLEY E U, WILSON B, WILKIE A, GRAY J, KOEN T (2015): Drivers of soil organic carbon storage and vertical distribution in Eastern Australia. Plant Soil, 390(1-2): 111-127.

HODGE A, ROBINSON D, FITTER A (2000): Are Microorganisms more effective than plants at competing for nitrogen? Trends in Plant Science 5 (7): 304-308.

HOFFMANN M, JURISCH N, ALBIAC BORRAZ E, HAGEMANN U, DRÖSLER M, SOMMER M, AUGUSTIN J (2014): Automated modeling of ecosystem CO_2 fluxes based on periodic closed chamber measurements: a standardized conceptual and practical approach. Agricultural and Forest Meteorology 200: 30-45.

HÖPER H (2015): Treibhausgasemissionen aus Mooren und Möglichkeiten der Verringerung. Telma Beiheft 5: 133-158.

HÖPER H, GROH H (2012): Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen. In: Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. HÖPER H, MEESENBURG H (Hrsg.), Hannover, LBEG, S. 56-69.

HÖPER H, SCHÄFER W (2012): Die Bedeutung der organischen Substanz von Mineralböden für den Klimaschutz. Bodenschutz 3: 100-108.

HOTHORN T, HORNIK K, ZEILEIS A (2006): Unbiased Recursive Partitioning: A Conditional Inference Framework Unbiased Recursive Partitioning. J. Comput. Graph. Stat. Comput. Graph. Stat., 15(3), 651-674.

HU T, SØRENSEN P, OLESEN J E (2018a): Soil carbon varies between different organic and conventional management schemes in arable agriculture. European Journal of Agronomy 94: 79-88.

HU T, SØRENSEN P, WAHLSTRÖM E M, CHIRINDA N, SHARIF B, LI X, OLESEN J E (2018b): Root biomass in cereals, catch crops and weeds can be reliably estimated without considering aboveground biomass. Agriculture, Ecosystems & Environment 251: 141-148.

HUBER P J (1981): Robust Statistics, John Wiley & Sons, New York

ILNICKI P, ZEITZ J (2003): Irreversible Loss of Organic Soil Functions after Reclamation, In: PARENT L-E, ILNICKI P (HRSG.): Organic Soils and Peat Materials for Sustainable Agriculture. CRC press LLC, Boca Raton, USA, S. 15-32.

IPCC (2014a): Climate Change 2014 – Synthesis Report, URL: http://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/, Abrufdatum: 21.11.2018

IPCC (2014b): 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, HIRAISHI T, KRUG T, TANABE K, SRIVASTAVA N, BAASANSUREN J, FUKUDA M, TROXLER T G (Eds.), IPCC, Switzerland.

JACKSON R, CANADELL J, EHLERINGER J, MOONEY H, SALA O, SCHULZE E (1996): A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. Oecologia 108(3): 389-411.

JACONI A, POEPLAU C, RAMIREZ-LOPEZ L, VAN WESEMAEL BAS, DON A (2019): Log-ratio transformation is the key to determining soil organic carbon fractions with near-infrared spectroscopy. European Journal of Soil Science (im Druck)

JOHN B, YAMASHITA T, LUDWIG B, FLESSA H (2005): Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. Geoderma: 128, 63-79.

JOHNSTON A E, POULTON P R, COLEMAN K (2009): Chapter 1 Soil Organic Matter: Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes, In: SPARKS D L (Ed.): Advances in Agronomy(101). Academic Press, S. 1-57

JOINT RESEARCH CENTER (2013). LUCAS Topsoil Survey – methodology, data and results. TÓTH G, JONES A, MONTANARELLA L (Hrsg.), URL: https://esdac.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/eusoils_docs/other/EUR26102EN.pdf, Abrufdatum 11.10.2018

JORDAN S N, MULLEN G J, MURPHY M C (2008): Composition variability of spent mushroom compost in Ireland. Bioresource Technology 99(2): 411-418.

KÄTTERER T, BOLINDER M A, BERGLUND K, KIRCHMANN H (2012): Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. Acta Agriculturae Scandinavica Section A-Animal Science 62(4): 181-198.

KÄTTERER T, BOLINDER M A, ANDRÉN O, KIRCHMANN H, MENICHETTI L (2011): Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agriculture, Ecosystems & Environment 141(1-2): 184-192.

KAUTZ T, AMELUNG W, EWERT F, GAISER T, HORN R, JAHN R, JAVAUX M, KEMNA A, KUZYAKOV Y, MUNCH J-C, PÄTZOLD S, PETH S, SCHERER H W, SCHLOTER M, SCHNEIDER H, VANDERBORGHT J, VETTERLEIN D, WALTER A, WIESENBERG G L B, KÖPKE U (2013): Nutrient acquisition from arable subsoils in temperate climates: A review. Soil Biology and Biochemistry 57: 1003-1022.

KECHAVARZI C, DAWSON Q, BARTLETT M, LEEDS-HARRISON P B (2010): The role of soil moisture, temperature and nutrient amendment on CO_2 efflux from agricultural peat soil microcosms. Geoderma 154: 203-210.

KEEL S G, LEIFELD J, MAYER J, TAGHIZADEH-TOOSI A, OLESEN J E (2017): Large uncertainty in soil carbon modelling related to method of calculation of plant carbon input in agricultural systems. European Journal of Soil Science 68(6): 953-963.

KERSCHBERGER M, DELLER B, HEGE U, HEYN J, KAPE H-E, KRAUSE O, POLLEHN J, REX J, SEVERIN K (2000): Standpunkt – Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden. VDLUFA (Hrsg.), URL: https://www.vdlufa.de/Dokumente/Veroeffentlichungen/Standpunkte/0-9-kalk.pdf, Abrufdatum: 26.11.2018

KLEEFISCH B, KUES J (1998): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen, URL: https://www.schweizerbart.de/publications/detail/artno/185040500/Arbeitshefte_Boden_H_2_1997), Abrufdatum: 16.11.2018

KNORR W, PRENTICE I C, HOUSE J I, HOLLAND E A (2005): Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. Nature 433(January): 298-301.

KOLBE H (2010): Site-adjusted organic matter – balance method for use in arable farming systems. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 173(5): 678-691.

KOLBE H, ZIMMER J (2015): Leitfaden zur Humusversorgung. Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)

KÖRSCHENS M, ALBERT E, ARMBRUSTER M, BARKUSKY D, BAUMECKER M, BEHLE-SCHALK L, BISCHOFF R, CERGAN Z, ELLMER F, HERBST F, HOFFMANN S, HOFMANN B, KISMANYOKY T, KUBAT J, KUNZOVA E, LOPEZ-FANDO C, MERBACH I, MERBACH W, PARDOR M T, ROGASIK J, RUHLMANN J, SPIEGEL H, SCHULZ E, TAJNSEK A, TOTH Z, WEGENER H, ZORN W (2013): Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. Archives of Agronomy and Soil Science 59(8): 1017-1040.

KÖRSCHENS M, ROGASIK J, SCHULZ E (2005): Balance and standard values of soil organic matter. Landbauforschung Volkenrode 55(1): 1-10.

KROMIDAS S (2011). Handbuch Validierung in der Analytik. Zweite, überarbeitete und ergänzte Auflage. Wiley-VCH-Verlag, Weinheim

KUNTZE H (1968): Altern Sandmischkulturen? Sonderdruck aus Nr. 31 vom 2. August und Nr. 32 vom 9. August 1968 des „Landwirtschaftsblattes Weser-Ems“.

KUNTZE H (1974): Meliorationsbeispiel Sandmischkultur. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 24: 31-46.

KUNTZE H (1987): Prozesse der Bodenentwicklung auf Sandmischkulturen. Telma 17: 41-49.

KUZYAKOV Y, DOMANSKI G (2000): Carbon input by plants into the soil. Review. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163(4): 421-431.

LAND NRW (2017): URL: https://www.wms.nrw.de/geobasis/wms_nw_uraufnahme, Abrufdatum 03.07.2018

LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (LLUR) (2016): Moore in Schleswig-Holstein, Geschichte – Bedeutung – Schutz. 2. Auflage, LLUR SH - Natur; 23, nndruck, Kiel

LANDESAMT FÜR STATISTIK NIEDERSACHSEN (2018): „Kreiserträge von Feldfrüchten in Niedersachsen 1949-2017“, URL: https://www.statistik.niedersachsen.de/download/117044/Ernten_ab_1949.xlsx, Abrufdatum: 05.02.2018

LANDESBETRIEB INFORMATION UND TECHNIK NORDRHEIN-WESTFALEN(2018): Persönliche Mitteilung vom 07.02.2018

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2007): Die Düngeverordnung und ihre Umsetzung im Gemüsebau, Oldenburg, URL: https://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/5259.html, Abrufdatum 06.06.2017

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN (2014): Nährstoffgehalte im Haupt- und Nebenerntegut, Oldenburg, URL: https://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/26388.html, Abrufdatum 06.06.2017

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN (2015): Zwischenfruchtanbau – Arten und Mischungen, URL: https://www.landwirtschaftskammer.de/Landwirtschaft/ackerbau/zwischenfruechte/zwischenfruchtanbau-pdf.pdf, Abrufdatum: 18.12.2017

LEHMANN J, KLEBER M (2015): The contentious nature of soil organic matter. Nature 528: 60-68.

LEIBER-SAUHEITL K, FUß R, VOIGT C, FREIBAUER A (2014): High CO2 fluxes from grassland on histic gleysol along soil carbon and drainage gradients. Biogeosciences 11(3): 749-761.

LEIFELD J (2013): Low-input farming: a way towards climate-friendly agriculture? Carbon Management 4(1): 31-41.

LETTENS S, VAN ORSHOVEN J, VAN WESEMAEL B, MUYS B, PERRIN D (2005): Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. Global Change Biology 11(12): 2128-2140.

LI C, FROLKING S, CROCKER G J, GRACE P R, KLÍRD J, KÖRCHENS M, POULTON P R (1997): Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the DNDC model. Geoderma 81(1-2): 45-60.

LIAW A, WIENER M (2002): Classification and regression by randomForest. R news 2/3(December): 18-22.

LINN D M, DORAN J W (1984): Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils. Soil Science Society of America 48(6): 1267-1272.

LIU Y, CHEN W (2012): A SAS Macro for Testing Differences among Three or More Independent Groups Using Kruskal-Wallis and Nemenyi Tests. Journal of Huazhong University of Science and Technology (Medical Sciences) 32(1): 130-134.

LIVINGSTON G P, HUTCHINSON G L (1995): Enclosure-based measurement of trace gas exchange: application and sources of error, In: Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water (Hrsg. Matson P A, Harriss R C), Blackwell Science, Cambridge, UK, S. 14-50

LLOYD J, TAYLOR J A (1994): On the temperature dependence of soil respiration. Functional Ecology 8(3): 315-323.

LOISEL J, ET MULT. AL (2014): A database and synthesis of northern peatland soil properties and Holocene carbon and nitrogen accumulation. The Holocene 24(9): 1028-1042.

MALJANEN M, KOMULAINEN V-M, HYTÖNEN J, MARTIKAINEN P J, LAINE H (2004): Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. Soil Biology and Biochemistry 36(11): 1801-1808.

MALJANEN M, SIGURDSSON B D, GUÐMUNDSSON J, ÓSKARSSON H, HUTTUNEN J T, MARTIKAINEN P J (2010): Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps. Biogeosciences 7: 2711-2738.

MARACCHI G, SIROTENKO O, BINDI M (2005): Impacts of present and future climate variability on agriculture and forestry in the temperate regions: Europe. Climatic Change 70(1-2): 117-135.

MARTIN M P, WATTENBACH M, SMITH P, MEERSMANS J, JOLIVET C, BOULONNE L, ARROUAYS D (2010): Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France: Discussion paper. Biogeosciences Discussions.

MEERSMANS J, DE RIDDER F, CANTERS F, DE BAETS S, VAN MOLLE M (2008): A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). Geoderma 143(1-2): 1-13.

MEERSMANS J, MARTIN M P, LACARCE E, DE BAETS S, JOLIVET C, BOULONNE L, LEHMANN S, SABY N P A, BISPO A, ARROUAYS D (2012): A high resolution map of French soil organic carbon. Agronomy for Sustainable Development 32(4): 841-851.

METZGER F, HAAG R, STEMPELMANN I (2005): Bodendauerbeobachtung in NRW – Konzeption und Sachstand, Essen, URL: https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/boden/bodenschutz_nrw/pdf/Bericht_BDF_Druckversion.pdf, Abrufdatum: 16.11.2018.

MICHAELIS L, MENTEN ML (1993): Die Kinetik der Invertinwirkung. Biochemische Zeitschrift 49: 333-369.

MIEHE A, GLANTE F, WERNER B, HUSCHEK G (2004): The German Permanent Soil Monitoring Program. URL: https://www.researchgate.net/publication/228475168_The_German_Permanent_Soil_Monitoring_Program, Abrufdatum: 26.11.2018

MIKUTTA R, KLEBER M, TORN M, JAHN R (2006): Stabilization of soil organic matter: association with minerals or chemical recalcitrance? Biogeochemistry 77(1): 25-36.

MÖLLER K, SCHULTHEIß U (2015): Chemical characterization of commercial organic fertilizers. Archives of Agronomy and Soil Science 61(7): 989-1012.

MORVAN T, NICOLARDOT B (2009): Role of organic fractions on C decomposition and N mineralization of animal wastes in soil. Biology and Fertility of Soils 45(5): 477-486.

MOYANO F E, VASILYEVA N, BOUCKAERT L, COOK F, CRAINE J, CURIEL YUSTE J, DON A, EPRON D, FORMANEK P, FRANZLUEBBERS A, ILSTEDT U, KÄTTERER T, ORCHARD V, REICHSTEIN M, REY A, RUAMPS L, SUBKE J-A, THOMSEN I K, CHENU C (2012): The moisture response of soil heterotrophic respiration: interaction with soil properties. Biogeosciences 9(3): 1173-1182.

MÜLLER L, WIRTH S, SCHULZ E, BEHRENDT A, HÖHN A, SCHINDLER U (2007): Implications of soil substrate and land use for properties of fen soils in North-East Germany Part I: Basic soil conditions, chemical and biological properties of topsoils. Archives of Agronomy and Soil Science 53 (2): 113-126.

NICODEMUS K K, MALLEY J D, STROBL C, ZIEGLER A (2010): The behaviour of random forest permutation-based variable importance measures under predictor correlation. BMC Bioinformatics 11:110.

NIEDER R, J RICHTER (2000): C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment – Developments 1970 to 1998. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163(1): 65-72.

NIELSEN O-K, PLEJDRUP M S, WINTHER M, NIELSEN M, GYLDENKÆRNE S, MIKKELSEN M H, ALBREKTSEN R, THOMSEN M, HJELGAARD K, FAUSER P, BRUUN HG, JOHANNSEN V K, NORD-LARSEN T, VESTERDAL L, CALLESEN I, SCHOU E, SUADICANI K, RASMUSSEN E, PETERSEN S B, BAUNBÆK L, HANSEN M G (2016): Denmark's National Inventory Report 2015 and 2016. Emission Inventories 1990-2014 – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 189, Aarhus, Denmark.

NODAR R, ACEA M J, CARBALLAS T (1992): Poultry slurry microbial population: Composition and evolution during storage. Bioresource Technology 40(1): 29-34.

NORBERG L, BERGLUND Ö, BERGLUND K (2018): Impact of drainage and soil properties on carbon dioxide emissions from intact cores of cultivated peat soils. Mires and Peat 21: 1-14.

NORDIN A (1994): Chemical Elemental Characteristics of Biomass Fuels. Biomass and Bioenergy 6(5): 339-347.

OBERNBERGER I, BRUNNER T, BÄRNTHALER G (2006): Chemical properties of solid biofuels-significance and impact. Biomass and Bioenergy 30(11): 973-982.

OFFERMANN F, DEBLITZ C, GOLLA B, GÖMANN H, HAENEL H-D, KLEINHANß W, KREINS P, LEDEBUR O VON, OSTERBURG B, PELIKAN J, RÖDER N, RÖSEMANN C, SALAMON P, SANDERS J, WITTE T DE (2014): Thünen-Baseline 2013-2023: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen Report 19, S.112.

OGLE S M, BREIDT F J, EASTER M, WILLIAMS S, KILLIAN K, PAUSTIAN K (2010): Scale and uncertainty in modeled soil organic carbon stock changes for US croplands using a process-based model. Global Change Biology 16(2): 810-822.

OVERESCH M (2007): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Sandböden Niedersachsens, Hochschule Vechta.

PARADELO R, VIRTO I, CHENU C (2015): Net effect of liming on soil organic carbon stocks: a review. Agriculture, Ecosystems & Environment 202: 98-107.

PARENT L-E, ILNICKI P (2003): Organic soils and peat materials for sustainable agriculture. CRC Press, Boca, Raton.

PARTON W J, OJIMA D S, COLE C V, SCHIMEL D S (1994): A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. Quantitative modeling of soil forming processes (quantitativemod): 147-167.

PAUSCH J, KUZYAKOV Y (2018): Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale. Global Change Biology 24(1): 1-12.

PEDERSEN A R, PETERSEN S O, SCHELDE K (2010): A comprehensive approach to soil-atmosphere trace-gas flux estimation with static chambers. European Journal of Soil Science 61(6):888-902.

PENMAN J, GYTARSKY M, HIRAISHI T, KRUG T, KRUGER D, PIPATTI R, BUENDIA L, MIWA K, NGARA T, TANABE K, WAGNER F (2003): Good practice guidance for land use, land-use change and forestry, in: 2003 IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme. Kanagawa, Japan, Institute for Global Environmental Strategies (IGES).

PINHEIRO J, BATES D, DEBROY S, SARKAR D, EISPACK AUTHORS, HEISTERKAMP S, VAN WILLINGEN B, R-CORE (2018): Package 'nlme'. URL: https://cran.r-project.org/web/packages/nlme/nlme.pdf, Abrufdatum: 26.11.2018

POEPLAU C (2016): Estimating root: shoot ratio and soil carbon inputs in temperate grasslands with the RothC model. Plant and Soil 407: 293-305.

POEPLAU C, BOLINDER M A, ERIKSSON J, LUNDBLAD M, KATTERER T (2015): Positive trends in organic carbon storage in Swedish agricultural soils due to unexpected socio-economic drivers. Biogeosciences 12(11): 3241-3251.

POEPLAU C, DON A (2013): Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. Geoderma 192(1): 189-201.

POEPLAU C, DON A (2015): Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – a meta-analysis. Agriculture Ecosystem & Environment 200(1): 33-41.

POEPLAU C, DON A, SIX J, KAISER M, BENBI D, CHENU C, COTRUFO M F, DERRIEN D, GIOACCHINI P, GRAND S, GREGORICH E, GRIEPENTROG M, GUNINA A, HADDIX M, KUZYAKOV Y, KÜHNEL A, MCDONALD L M, SOONG J, TRIGALET S, VERMEIRE M-L, ROVIRA P, VAN WESEMAEL B, WIESMEIER M, YEASMIN S, YEVDOKIMOV I, NIEDER R (2018): Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. Soil Biology and Biochemistry 125: 10-26.

POEPLAU C, DON A, VESTERDAL L, LEIFELD J, VAN WESEMAEL B, SCHUMACHER J, GENSIOR A (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. Global Change Biology 17(7): 2415-2427.

POEPLAU C, KÄTTERER T, BOLINDER M A, BORJESSON G, BERTI A, LUGATO E (2015): Low stabilization of aboveground crop residue carbon in sandy soils of Swedish long-term experiments. Geoderma 237: 246-255.

POEPLAU C, VOS C, DON A (2017): Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. SOIL 3: 61-66.

POEPLAU C, ZOPF D, GREINER B, GEERTS R, KORVAAR H, THUMM U, DON A, HEIDKAMP A, FLESSA H (2018): Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands? Agriculture Ecosystems & Environment 265: 144-155.

POESEN J, LAVEE H (1994): Rock fragments in top soils: significance and processes. CATENA 23(1-2): 1-28.

POHL M, HOFFMANN M, HAGEMANN U, GIEBELS M, ALBIAC BORRAZ E, SOMMER M, AUGUSTIN J (2015): Dynamic C and N stocks – key factors controlling the C gas exchange of maize in heterogeneous peatland. Biogeosciences 12: 2737-2752.

POWLSON D S, STIRLING C M, JAT M L, GERARD B G, PALM C A, SANCHEZ P A, CASSMAN K G (2014): Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. Nature Climate Change 4(8): 678-683.

POYDA A, REINSCH T, KLUß C, LOGES R, TAUBE, F (2016): Greenhouse gas emissions from fen soils used for forage production in northern Germany. Biogeosciences 13: 5221-5244.

QUIROGA G, CASTRILLÓN L, FERNÁNDEZ-NAVA Y, MARAÑÓN E (2010): Physico-chemical analysis and calorific values of poultry manure. Waste Manage 30(5): 880-884.

RASMUSSEN C, THROCKMORTON H, LILES G, HECKMAN K, MEDING S, HORWATH W R (2018): Controls on Soil Organic Carbon Partitioning and Stabilization in the California Sierra Nevada. Soil System 2(3): 41.

RASSE D P, RUMPEL C, DIGNAC M F (2005): Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant and Soil 269: 341-356.

REIJNEVELD A, VAN WENSEM J, OENEMA O (2009): Soil organic carbon contents of agricultural land in the Netherlands between 1984 and 2004. Geoderma 152(3-4): 231-238.

RENGER M, KAUPENJOHANN M, WESSOLEK G (2009): Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. Bodenökologie und Bodengenese 40, TU Berlin Selbstverlag, Berlin

RIDGEWAY G (2013): Generalized boosted regression models. Documentation on the R Package 'gbm', version 2.1, URL: http://cran.r-project.org/web/packages/gbm/gbm.pdf, Abrufdatum: Februar 2014.

RÖSEMANN C, HAENEL H-D, DÄMMGEN U, FREIBAUER A, DÖRING U, WULF S, EURICH-MENDEN B, DÖHLER H, SCHREINER C, OSTERBURG B (2017): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2015: Report on methods and data (RMD) submission 2017. Thünen Report (46): 424pp.

ROSS S M, MALCOLM D C (1988): Modelling nutrient mobilisation in intensively mixed peaty heathland soil. Plant and Soil 121: 113-121.

ROßBERG D, MICHEL V, GRAF R, NEUKAMPF R (2007): Definition von Boden-Klima-Räumen für die Bundesrepublik. Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutzdienst 59(7): 155-161

ROßKOPF N, FELL H, ZEITZ J (2015): Organic soils in Germany, their distribution and carbon stocks. Catena 133: 157-170.

ROVDAN E, WITKOWSKA-WALCZAK B, WALCZAK R, SAWIÑSK, C (2002): Changes in the hydrophysical properties of peat soils under anthropogenic evolution. International Agrophysics 16: 219-226.

ROWE E C, EVANS C D, EMMETT B A, REYNOLDS B, HELLIWELL R C, COULL M C, CURTIS C J (2006): Vegetation Type affects the Relationship between Soil Carbon to Nitrogen Ratio and Nitrogen Leaching. Water, Air, Soil Pollution 177: 335-347.

ROWELL D L (1994): Bodenkunde – Untersuchungsmethoden und ihre Anwendungen. Springer-Verlag, Heidelberg, S. 61-98

RUMPEL C, KÖGEL-KNABNER I (2011): Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. Plant and Soil 338(1-2): 143-158.

RYNK R, VAN DE KAMP M, WILSON G B, SINGLEY M E, RICHARD T L, KOLEGA J J, GOUIN F R, LALIBERTY L, KAY D, MURPHY D W, HOITINK H A J, BRINTON W F (1992): On-Farm Composting Handbook, Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Ithaca

SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2007): Umsetzung der Düngeverordnung – Hinweise und Richtwerte für die Praxis, Dresden, URL: https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15242/documents/18421, Abrufdatum 06.06.2017

SABY N P, BELLAMY P H, MORVAN X, ARROUAYS D, JONES R J, VERHEIJEN F G, KIBBLEWHITE M G, VERDOODT A, ÜVEGES J B, FREUDENSCHUß A, SIMOTA C (2008): Will European soil-monitoring networks be able to detect changes in topsoil organic carbon content? Global Change Biology 14(10): 2432-2442.

SALA O E, PARTON W J, JOYCE L A, LAUENROTH W K (1988): Primary production of the central grassland region of the United States. Ecology 69(1): 40-45.

SCHINDLER U, MÜLLER L (2001): Rehabilitation of the Soil Quality of a Degraded Peat site, In: STOTT D E, MOHTAR R H, STEINHARDT G C (EDS) (2001): Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999 at Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory, S. 648-654.

SCHEFFER F (2002): Lehrbuch der Bodenkunde / Scheffer/Schachtschabel – 15. Auflage – neubearbeitet und erweitert von BLUME H-P et al.. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

SCHLEIER C, BEHRENDT A (2000): Kennzeichnung von Eigenschaften der Folgeböden nordostdeutscher Niedermoore. Archives of Agronomy and Soil Science 45(3): 207-221.

SCHMIDT M W I, SKJEMSTAD J O, GEHRT E, KÖGEL-KNABNER I (1999): Charred organic carbon in German chernozemic soils. European Journal of Soil Science 50(2): 351-365.

SCHNEIDER F, DON A (2018): Root restricting soil layers in German cultivated land. Part I: Causes and extent. Manuscript in preparation.

SCHULZ S, WALDECK A (2015): Kohlenstoffreiche Böden auf Basis hochauflösender Bodendaten in Niedersachsen. GeoBerichte 33. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover, Deutschland

SIEBERT S, EWERT F (2012): Spatio-temporal patterns of phenological development in Germany in relation to temperature and day length. Agricultural and Forest Meteorology 152: 44-57.

SINSABAUGH R L, MANZONI S, MOORHEAD D L, RICHTER A (2013): Carbon use efficiency of microbial communities: stoichiometry, methodology and modelling. Ecology Letters 16(7): 930-939.

SIX J, CONANT R T, PAUL E, PAUSTIAN K (2002): Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturatin of soils. Plant and Soil 241: 155-176.

SIX J, PAUSTIAN K, ELLIOTT E T, COMBRINK C (2000): Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. Soil Science Society of America Journal 64(2): 681-689.

SLEUTEL S, DE NEVE S, HOFMAN G (2003): Estimates of carbon stock changes in Belgian cropland. Soil Use and Management 19(2): 166-171.

SLEUTEL S, LEINWEBER P, ARA BEGUM S, KADER M A, VAN OOSTVELDT P, DE NEVE S (2008): Composition of organic matter in sandy relict and cultivated heathlands as examined by pyrolysis-field ionization MS. Biogeochemistry 89: 253-271.

SLEUTEL S, LEINWEBER P, VAN RANST E, KADER M A, JEGAJEEVAGAN K (2011): Organic Matter in Clay density Fractions from Sandy Cropland Soils with Differing Land-Use History. Soil Science Society of America 75(2): 521-532.

SOCHOROVÁ L, JANSA J, VERBRUGGEN E, HEJCMAN M, SCHELLBERG J, KIERS E T, JOHNSON N C (2016): Long-term agricultural management maximizing hay production can significantly reduce belowground C storage. Agriculture, Ecosystems & Environment 220: 104-114.

SOUSSANA J F, FUHRER J, JONES M, VAN AMSTEL A (2007): The greenhouse gas balance of grasslands in Europe. Agriculture Ecosystems & Environment 121: 1-4.

SPOSITO G (2008): The chemistry of soils. New York: Oxford University Press, S. 321.

SPRINGOB G, BRINKMANN S, ENGEL N, KIRCHMANN H, BÖTTCHER J (2001): Organic C levels of Ap horizons in North German Pleistocene sands as influenced by climate, texture, and history of land-use. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 164(6): 681-690.

SPRINGOB G, KIRCHMANN H (2002): C-rich sandy Ap horizons of specific historical land-use contain large fractions of refractory organic matter, Soil Biology and Biochemistry 34(11): 1571-1581.

SPRINGOB G, KIRCHMANN H (2003): Bulk soil C to N ratio as a simple measure of net N mineralization from stabilized soil organic matter in sandy arable soils. Soil Biology and Biochemistry 35(4): 629-632.

SRINIVASARAO C H, VENKATESWARLU B, LAL R, SINGH A K, KUNDU S, VITTAL K P R, PATEL J J, PATEL M M (2014): Long-Term Manuring and Fertilizer Effects on Depletion of Soil Organic Carbon Stocks Under Pearl Millet-Cluster Bean-Castor Rotation in Western India. Land Degradation and Development 25(2): 173-183.

STATISTIKAMT NORD (2018): Persönliche Mitteilung vom 07.02.2018

STATISTISCHES AMT MECKLENBURG-VORPOMMERN (2018): Persönliche Mitteilung vom 26.02.2018

STATISTISCHES AMT SAARLAND (2018): Persönliche Mitteilung vom 27.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2003): Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Trauben – 2002, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2004a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Gemüse – 2003“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 12.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2004b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Obst – 2003“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2004c) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Trauben – 2003“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2005-2017): Fachserie 3, Reihe 3.1.2, Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen), URL: https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00000307?list=all, Abrufdatum: 23.10.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2005a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Gemüse – 2004“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 12.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2005b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Obst – 2004“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2005c) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Trauben – 2004“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2006a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Gemüse – 2005“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 12.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2006b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Gemüse – 2006“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 12.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2006c) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Obst – 2005“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2006d) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Trauben – 2005“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2007a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Gemüse – 2007“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 12.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2007b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Obst – 2006“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2007c) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Weinmost – 2006“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2008a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Obst – 2007“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2008b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Weinmost – 2007“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2009-2017): Bodennutzung der Betriebe – Landwirtschaftlich genutzte Flächen - Fachserie 3 Reihe 3.1.2, URL: https://www.destatis.de/DE/ ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/LandwirtschaftlicheBetriebe/LandwirtschaftlicheBetriebe.html, Abrufdatum: 13.11.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2009a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Gemüse – 2008“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 12.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2009b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Gemüse – 2009“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 12.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2009c) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Obst – 2008“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2009d) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Weinmost – 2008“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2010a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Gemüse – 2010“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 12.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2010b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Obst – 2009“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2010c) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Weinmost – 2009“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2011a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Gemüse – 2011“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 12.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2011b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Obst – 2010“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/ Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2011c) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Weinmost – 2010“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE /Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2012a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Obst – 2011“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2012b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Weinmost – 2011“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2013a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Obst – 2012“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2013b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Weinmost – 2012“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2014a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Baumobst – 2013“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2014b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Weinmost – 2013“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2015a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Baumobst – 2014“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2015b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Weinmost – 2014“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2016a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Baumobst – 2015“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2016b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Weinmost – 2015“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2017a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Baumobst – 2016“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 08.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2017b) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Weinmost – 2016“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2017c) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Betriebe mit ökologischem Landbau – Agrarstrukturerhebung – 2016“, Wiesbaden, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 04.05.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2018a) „Fachserie 3.2.1 Land- und Forstwirtschaft, Fischerei: Wachstum und Ernte – Feldfrüchte – 2017“, URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/ThemaLandForstwirtschaft.html, Abrufdatum 04.05.2018

STATISTISCHES BUNDESAMT (DESTATIS) (2018b): Regionaldatenbank Deutschland, URL: https://www.regionalstatistik.de/genesis/online/data;jsessionid=D6A1E542844324BF5E9BA84DE45FBB32.reg2?operation=abruftabelleBearbeiten&levelindex=2&levelid=1532412563163&auswahloperation=abruftabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&selectionname=41241-01-03-4-B&auswahltext=&nummer=5&variable=5&name=KREISE&werteabruf=Werteabruf, Abrufdatum: 07.02.2018

STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (2017): Ernte der Hauptfeldfrüchte in Baden-Württemberg 2016, URL: https://www.statistik-bw.de/Service/Veroeff/Statistische_Berichte/335416001.pdf, Abrufdatum 14.02.2018

STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (2018): Persönliche Mitteilung vom 05.02.2018

STATISTISCHES LANDESAMT RHEINLAND-PFALZ (2018): Persönliche Mitteilung vom 06.02.2018

STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT (2018): Persönliche Mitteilung vom 13.02.2018

STEPHAN R ET AL. (2017): Grünlanddüngung anpassen, in: Land & Forst 7/2017, Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH. Hannover, S. 35

STEWART V I, ADAMS W A, ABDULLA H H (1970): Quantitative pedological studies on soils derived from silurian mudstones: II. The relationship between stone content and the apparent density of the fine earth. Journal of Soil Science 21(2): 248-255.

STRING P, WELLER M (1997): Bodendauerbeobachtung im Land Sachsen-Anhalt-Bodenkundliche Aspekte. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 23: 13-32.

STROBL C, BOULESTEIX A.-L, ZEILEIS A, HOTHORN T (2007): Bias in random forest variable importance measures: illustrations, sources and a solution. BMC Bioinformatics 8(1), 25.

STROGIES M, GNIFFKE P ET AL. (2017): Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol 2017 – National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990-2015 – Federal Environment Agency, URL: https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/reporting-and-review-under-the-convention/greenhouse-gas-inventories-annex-i-parties/submissions/national-inventory-submissions-2017, Abrufdatum: 16.09.2018

SUCCOW M, JOOSTEN H (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage, E. Schweizerbart’sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.

TAGHIZADEH-TOOSI A, CHRISTENSEN B T, GLENDINING M, OLESEN J E (2016): Consolidating soil carbon turnover models by improved estimates of belowground carbon input. Scientific Reports 6: 32568.

TAGHIZADEH-TOOSI A, CHRISTENSEN B T, HUTCHINGS N J, VEJLIN J, KÄTTERER T, GLENDINING M, OLESEN J E (2014a): C-TOOL: A simple model for simulating whole-profile carbon storage in temperate agricultural soils. Ecological Modelling 292: 11-25.

TAGHIZADEH-TOOSI A, OLESEN J E (2016): Modelling soil organic carbon in Danish agricultural soils suggests low potential for future carbon sequestration. Agricultural Systems 145: 83-89.

TAGHIZADEH-TOOSI A, OLESEN J E, KRISTENSEN K, ELSGAARD L, OSTERGAARD H S, LAEGDSMAND M, GREVE M H, CHRISTENSEN B T (2014b): Changes in carbon stocks of Danish agricultural mineral soils between 1986 and 2009. European Journal of Soil Science 65(5): 730-740.

TAN Z X, LAL R, SMECK N E, CALHOUN F G (2004): Relationships between surface soil organic carbon pool and site variables. Geoderma 121(3-4): 187-19.

TECHNOLOGIE- UND FÖRDERZENTRUM (TFZ) im Kompetenzzentrum für nachwachsende Rohstoffe (2007): Anbauhinweise Buchweizen, Straubing. URL: http://www.tfz.bayern.de/mam/cms08/rohstoffpflanzen/dateien/pfl_anbau_buchweizen.pdf, Abrufdatum 08.06.2017

THOMSEN I K, PETERSEN B M, BRUUN S, JENSEN L S, CHRISTENSEN B T (2008): Estimating soil C loss potentials from the C to N ratio. Soil Biology and Biochemistry 40(3): 849-852.

THÜRINGER LANDESAMT FÜR STATISTIK (2016): Hektarerträge ausgewählter landwirtschaftlicher Fruchtarten nach Kreisen in Thüringen, URL: https://statistik.thueringen.de/datenbank/TabAnzeige.asp?tabelle=kr000516%7C%7C, Abrufdatum 05.02.2018

THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2005): Leitlinie zur effizienten und umweltverträglichen Erzeugung von Faserhanf, Jena, URL: http://www.tll.de/www/daten/publikationen/leitlinien/hanf0805.pdf, Abrufdatum 08.06.2017

TIEMEYER B, ALBIAC BORRAZ E, AUGUSTIN J, BECHTOLD M, BEETZ S, BEYER C, DRÖSLER M, EBLI M, EICKENSCHEIDT T, FIEDLER S, FÖRSTER C, FREIBAUER A, GIEBELS M, GLATZEL S, HEINICHEN J, HOFFMANN M, HÖPER H, JURASINSKI G, LEIBER-SAUHEITL K, PEICHL-BRAK M, ROßKOPF N, SOMMER M, ZEITZ J (2016): High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. Global Change Biology 22(12): 4134-4149.

TIEMEYER B, KAHLE P (2014): Nitrogen and dissolved organic carbon (DOC) losses from an artificially drained grassland on organic soils. Biogeosciences 11: 4123-4137.

TISCHER S (2005): Microbial biomass and enzyme activities on soil monitoring sites in Saxony-Anhalt, Germany: (Mikrobielle Biomasse und Enzymaktivitäten von Bodendauerbeobachtungsflächen in Sachsen-Anhalt). Archives of Agronomy and Soil Science 51(6): 673-685.

TOBERMAN H, EVANS C D, FREEMAN C, FENNER N, WHITE M, EMMET B A, ARTZ R R E (2008): Summer drought effects upon soil and litter extracellular phenol oxidase activity and soluble carbon release in an upland Calluna heathland. Soil Biology & Biochemistry 40(6): 1519-1532.

TORN M S, TRUMBORE S E, CHADWICK O A, VITOUSEK P M, HENDRICKS D M (1997): Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. Nature 389: 170-173.

TUOMI M, RASINMAKI J, REPO A, VANHALA P, LISKI J (2011): Soil carbon model Yasso07 graphical user interface. Environmental Modelling & Software 26(11): 1358-1362.

TUOMI M, THUM T, JARVINEN H, FRONZEK S, BERG B, HARMON M, TROFYMOW J A, SEVANTO S, LISKI J (2009): Leaf litter decomposition-Estimates of global variability based on Yasso07 model. Ecological Modelling 220(23): 3362-3371.

UMWELTBUNDESAMT (2016a): Erarbeitung fachlicher, rechtlicher und organisatorischer Grundlagen zur Anpassung an den Klimawandel aus Sicht des Bodenschutzes: Teil 3: Bestimmung der Verände-

rungen des Humusgehalts und deren Ursachen auf Ackerböden Deutschlands. Dessau-Roßlau, Umweltbundesamt.

UMWELTBUNDESAMT (2016b): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto Protokoll 2018, Nationaler Inventarbericht 1990-2014, Climate Change 23/2016, Dessau-Roßlau, 1040 S.

UMWELTBUNDESAMT (2018a): Struktur der Flächennutzung, URL: https://www.umweltbundesamt.de /daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/flaeche/struktur-der-flaechennutzung#textpart-1, Abrufdatum: 08.08.2018

UMWELTBUNDESAMT (2018b): Trends der Lufttemperatur, URL: https://www.umweltbundesamt.de /daten/klima/trends-der-lufttemperatur#textpart-1, Abrufdatum: 23.10.2018

UMWELTBUNDESAMT (2018c): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto Protokoll 2018, Nationaler Inventarbericht 1990-2016, Climate Change 12/2018, Dessau-Roßlau, 959 S.

URBANOVÁ Z, BÁRTA J (2014): Microbial community composition and in silico predicted metabolic potential reflect biogeochemical gradients between distinct peatland types. FEMS Microbiology Ecology 90(3): 633-646.

URBANOVÁ Z, BÁRTA J (2015) Effects of long-term drainage on microbial community composition vary between peatland types. Soil Biology and Biochemistry 92: 16-26.

USGS (2018): Landsat Media Library, URL: https://landsat.usgs.gov/, Abrufdatum: 26.11.2018

VAN LENT J, HERGOUALC'H K, VERCHOT L, OENEMA O, VAN GROENIGEN J W (2018): Greenhouse gas emissions along a peat swamp forest degradation gradient in the Peruvian Amazon: soil moisture and palm roots effects. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, Springer, S. 1-19.

VASSILEV S V, BAXTER D, ABDERSEN L K, VASSILEVA C G (2010): An overview of the chemical composition of biomass. Fuel 89(5): 913-933.

VERBAND DER LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN (2012): Zwischenfrüchte für Futternutzung und Gründüngung. Hinweise zur Artenwahl, Nutzungsmöglichkeiten und Anbauverfahren, URL: https://www.landwirtschaftskammer.de/riswick/pdf/fb-zwischenfruechte-2012.pdf, Abrufdatum: 18.12.2017

VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (2016): A 4.1.3.2 – Direkte Bestimmung von organischen Kohlenstoff durch Verbrennung bei 550 °C und Gasanalyse, in: Methodenbuch Band I Böden, VDLUFA-Verlag, Darmstadt, 7.Teillfolge

VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (2012): Bestimmung von Phosphor und Kalium im Calcium-Acetat-Auszug, in: Methodenbuch I, 6. Teillieferung. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

VERHOEVEN J T A, LIEFVELD W M (1997): The ecological significance of organochemical compounds in Sphagnum. Acta Botanica Neerlandica 46(2): 117-130.

VERORDNUNG ÜBER DIE ANWENDUNG VON DÜNGEMITTELN, BODENHILFSSTOFFEN, KULTURSUBSTRATEN UND PFLANZENHILFSMITTELN NACH DEN GRUNDSÄTZEN DER GUTEN FACHLICHEN PRAXIS BEIM DÜNGEN (2017): URL: http://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/DüV.pdf, Abrufdatum: 18.09.2018

VAN MEIRVENNE M, PANNIER J, HOFMAN G, LOUWAGIE G (1996): Regional characterization of the long-term change in soil organic carbon under intensive agriculture. Soil Use and Management 12(2): 86-94.

VON LÜTZOW M, KÖGEL-KNABNER I, EISCHMITT K, MATZNER E, GUGGENBERGER G, MARSCHNER B, FLESSA H (2006): Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. European Journal of Soil Science 57(4): 426-445.

VOS C, JACONI A, JACOBS A, DON A (2018): Hot regions of labile and stable soil organic carbon in Germany – Spatial variability and driving factors. SOIL 4(2): 153-167.

WALCZAK R, ROVDAN E (2002): Water retention characteristics of peat and sand mixtures. International Agrophysics 161-165.

WALTER K, DON A, TIEMEYER B, FREIBAUER A (2016): Determining Soil Bulk Density for Carbon Stock Calculations: A Systematic Method Comparison. Soil Science Society of America 80(3): 579-591.

WELLBROCK N, BOLTE A, FLESSA H (2016): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006-2008. Thünen Report 43, Braunschweig

WELLBROCK N, GRÜNEBERG E, RIEDEL T, POLLEY H (2017): Carbon stocks in tree biomass and soils of German forests. Central European Forestry Journal 63: 105-112.

WENDLAND M, DIEPOLDER M, CAPRIEL P (2012): Leitfaden für die Düngung von Acker und Grünland. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) Freising-Weihenstephan.

WICHTMANN W, SCHRÖDER C, JOOSTEN H (HRSG.) (2016) Paludikultur - Bewirtschaftung nasser Moore. Klimaschutz- Biodiversität- regionale Wertschöpfung, Schweizerbart, Stuttgart, 272 S.

WIESMEIER M, BARTHOLD F, SPÖRLEIN P, GEUß U, HANGEN E, REISCHL A, SCHILLING B, ANGST G, VON LÜTZOW M, KÖGEL-KNABNER I (2014a): Estimation of total organic carbon storage and its driving factors in soils of Bavaria (southeast Germany). Geoderma Regional 1: 67-78.

WIESMEIER M, HÜBNER R, BARTHOLD F, SPÖRLEIN P, GEUß U, HANGEN E, REISCHL A, SCHILLING B, VON LÜTZOW M, KÖGEL-KNABNER I (2013): Amount, distribution and driving factors of soil organic carbon and nitrogen in cropland and grassland soils of southeast Germany (Bavaria), Agriculture, Ecosystem and Environment 176: 39-52.

WIESMEIER M, SCHAD P, VON LÜTZOW M, POEPLAU C, SPÖRLEIN P, GEUß U, HANGEN E, REISCHL A, SCHILLING B, KÖGEL-KNABNER I (2014b): Quantification of functional soil organic carbon pools for major soil units and land uses in southeast Germany (Bavaria). Agriculture, Ecosystem and Environment 185: 208-220.

WIESMEIER M, VON LÜTZOW M, SPÖRLEIN P, GEUß U, HANGEN E, REISCHL A, SCHILLING B, KÖGEL-KNABNER I (2015): Land use effects on organic carbon storage in soils of Bavaria: The importance of soil types. Soil and Tillage Research 146(PB): 296-302.

WILSON D, BLAIN D, COUWENBERG J, EVANS C D, MURDIYARSO D, PAGE S E, RENOU-WILSON F, RIELEY J O, SIRIN A, STRACK M, TUITTILA E-S (2016): Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. Mires and Peat 17: 1-28.

WOLFF B, RIEK W, HÖLZER W, DREXLER R, HOLZHAUSEN M (2006): Evaluierung von Verfahren zur Erfassung des Grobbodenanteils von Waldböden Erarbeitung von Empfehlungen für die Anwendung dieser Verfahren im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) (Hrsg.), Bonn.

ZAIDELMAN F R, SHVAROV A P (2000): Hydrothermic regime, dynamics of organic matter and nitrogen in drained peaty soils at different sanding modes. Archives of Agronomy and Soil Science 45(2): 123-142.

ZAR J H (1984): Biostatistical Analysis. Prentice Hall.

ZIMMERMANN M, LEIFELD J, FUHRER J (2007): Quantifying soil organic carbon fractions by infrared-spectroscopy. Soil Biology and Biochemistry 39: 224-231.

ZAUFT M, FELL H, GLAßER F, ROSSKOPF N, ZEITZ J (2010): Carbon storage in the peatlands of Mecklenburg-Western Pomerania, north-east Germany. Mires and Peat 6(4): 1-12.

ZORN W, HEß H, ALBERT E, KOLBE H, KERSCHBERGER M, FRANKE G (2007): Düngung in Thüringen 2007 nach "Guter fachlicher Praxis". Landwirtschaft und Landschaftspflege in Thüringen 7(2), Jena, 186 S.

Anhang

Tabelle A1: Grundwasserstufen zur Beschreibung der vorherrschenden Höhe des Grundwasserstandes unter Geländeoberfläche (GOF) nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-AG Boden 2005)

Tabelle A2: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen von physikalischen und chemischen Bodenzustandsgrößen und deren zufällige und systematische Messunsicherheit

Tabelle A4: Biomasseaufnahme und absolute Menge an Kohlenstoff (C) pro Individuum in Form von Exkretionen durch weidende Tiere zur Berechnung des Corg-Eintrages in Böden in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; nach Rösemann et al. (2017)

Tabelle A5: Kulturartspezifische Parameter zur Berechnung des Eintrages an organischem Kohlenstoff (Corg) in Böden unter Ackernutzung durch angebaute Haupternteprodukte in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; TM = Trockenmasse, HP = Haupternteprodukt, ER = Ernterest (Stoppel, Stroh), EI = Ernteindex, SI = Stoppelindex, AC = Allokationsfaktor für Corg-Verteilung in der Pflanze, ST = Stoppel, W = Wurzel, RD = Rhizodeposition

Tabelle A6: Biomasseaufwuchs von Zwischenfrüchten als ober- und unterirdische Produktion von organischem Kohlenstoff (Corg) zur Berechnung des Corg-Eintrages in Böden in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Tabelle A7: Trockenmasse- (TM) und Kohlenstoff- (Corg) Gehalt organischer Düngemittel zur Berechnung des Corg-Eintrages in Böden in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Tabelle A8: Humus-Reproduktionsfaktoren (dimensionslos) verschiedener Substrate in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) sowie die Kennzahl für die Humus-Reproduktion nach VDLUFA (C: Kohlenstoff, FM: Frischmasse)

Tabelle A10: Angebotene Einflussgrößen für das cforest-Verfahren zur Erklärung der Variabilität des Vorrates an organischem Kohlenstoff (Corg) in mineralischen Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) (s. Kapitel 2.5.5); die Spannweite der Einflussgrößen bezieht sich auf alle Beprobungspunkte der BZE-LW

Tabelle A11: Angebotene Einflussgrößen für das random forest Verfahren zur Regionalisierung des Vorrates an organischem Kohlenstoff in mineralischen Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung

Tabelle A1: Grundwasserstufen zur Beschreibung der vorherrschenden Höhe des Grundwasserstandes unter Geländeoberfläche (GOF) nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-AG Boden 2005)

Grundwasserstufe		Vorherrschende Höhe des Grundwasserstandes (dm)		
Kurzzeichen	Bezeichnung	mittlerer Grundwasserhochstand ≈ Obergrenze Go-(Gw)-Horizont*	mittlerer Grundwasserstand ≈ mittlerer Bereich Go-(Gw)-Horizont	mittlerer Grundwassertiefstand ≈ Obergrenze Gr-Horizont
GWS1	sehr flach	über GOF	< 2	< 4
GWS2	flach	< 2 oft über GOF	2 bis < 4	4 bis < 8
GWS3	mittel	< 4 gelegentlich über GOF	4 bis < 8	8 bis < 13
GWS4	tief	4 bis < 8 (< 4 bis < 8)	8 bis < 13	13 bis < 16
GWS5[§]	sehr tief	8 bis < 16 (4 bis < 16)	13 bis < 20	≥ 20
GWS6	extrem tief	16 bis < 20 (13 bis < 20)	≥ 20	≥ 20

*Klammerwerte gelten für Lössgebiete

[§]Die GWS 5.1 und 5.2 wurden für diesen Bericht zu GWS 5 zusammengefasst

Tabelle A2: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen von physikalischen und chemischen Bodenzustandsgrößen und deren zufällige und systematische Messunsicherheit

Kenngröße	Nachweisgrenze (Masse-%)	Bestimmungsgrenze (Masse-%)	zufällige Messunsicherheit[§] (%)	systematische Messunsicherheit[$] (%)	Anmerkung
Grobsand		< 0,85	1,60	2,50	
Mittelsand		< 0,90			
Feinsand		< 0,80	1,80	4,50	
Grobschluff		< 1,20			
Mittelschluff		< 1,00			
Feinschluff		< 1,00	1,70	13,10	
Ton		< 0,90			
pH-Wert (H_2O)			1,20	0,90	
pH-Wert ($CaCl_2$)			1,15	1,25	
Gesamt-Kohlenstoff	0,010 ± 0,014	0,060 ± 0,050	1,05	1,50	n = 15 Kalibrationen
Gesamt-Stickstoff	0,005 ± 0,014	0,009 ± 0,007	1,10	7,30	n = 15 Kalibrationen
organischer Kohlenstoff	0,004 ± 0,007	0,009 ± 0,007	1,05	2,40	n = 56 Kalibrationen
anorganischer Kohlenstoff		0,03	2,40		n = 6 Proben bei 5-facher Messung, indirekte Variationsmethode

[§]Ermittlung an verschiedenen internen Bodenstandards

[$]Auswertung der Ringversuchsdaten vom International Soil-Analytical Exchange (ISE) des Wageningen Evaluating Programs for Analytical Laboratories (WEPAL)

Tabelle A3: Faktoren zur Anpassung von statistischen Grünlanderträgen an die berichtete Anzahl von Schnitten bei Wiesen in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (lineare Gleichung nach Wendland et al. 2012)

Anzahl Schnitte	Faktor
0	0,34
1	0,58
2	0,80
3	1,10
4	1,31
5	1,61
6	1,83

Tabelle A4: Biomasseaufnahme und absolute Menge an Kohlenstoff (C) pro Individuum in Form von Exkretionen durch weidende Tiere zur Berechnung des C_{org}-Eintrages in Böden in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; nach Rösemann et al. (2017)

Tierart	Biomasseaufnahme (t TM a^{-1})	C_{org}-Exkretionen (t a^{-1})
Ammenkühe, trockenstehende Kühe, Pensionsrinder, andere Rinder	3,5	0,37
Kälber	0,7	0,06
Mastrinder	2,7	0,24
Milchkühe	6,1	0,33
Nachzucht	2,1	0,19
Schafe	0,6	0,06
Ziegen	0,8	0,08
Damwild	0,7	0,07
Rotwild	1,1	0,11
Pferde	3,1	0,31
Ponnies	2,0	0,20
Esel	2,6	0,26
Enten	0,04	0,004
Gänse	0,03	0,003
Legehennen	0,04	0,004

Tabelle A5: Kulturartspezifische Parameter zur Berechnung des Eintrages an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Böden unter Ackernutzung durch angebaute Haupternteprodukte in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft; TM = Trockenmasse, HP = Haupternteprodukt, ER = Ernterest (Stoppel, Stroh), EI = Ernteindex, SI = Stoppelindex, AC = Allokationsfaktor für C_{org}-Verteilung in der Pflanze, ST = Stoppel, W = Wurzel, RD = Rhizodeposition

Kulturart Hauptfrucht	TM_{HP} ($t\ t^{-1}$)	C_{HP} ($t\ t^{-1}$)	C_{ER} ($t\ t^{-1}$)	EI	SI	AC_{HP}	AC_{ER}	AC_{ST}	AC_{W}	AC_{RD} [14]	Anmerkungen, eigene Annahmen
Winterweizen	0,86[1]	0,46[3]	0,46[2,3,4,5,6]	0,55[1,2]	0,15[9]	0,417	0,284	0,050	0,190[9,10,11]	0,059	
Wintergerste	0,86[1]	0,47[3,5]	0,46[2,3,4,5,6]	0,57[1,2]	0,15[9]	0,444	0,279	0,049	0,174[9,10]	0,054	
Sommergerste	0,86[1]	0,46[3]	0,46[2,3,4,5]	0,57[1,2]	0,15[9]	0,422	0,268	0,047	0,200	0,062	AC_W: Mittelwert aller Getreidearten
Winterroggen	0,86[1]	0,47[3,5]	0,47[2,3,4]	0,53[1]	0,15[9]	0,404	0,308	0,054	0,178	0,055	AC_W: Mittelwert aller Wintergetreidearten
Wintertriticale	0,86[1]	0,45[5]	0,46[2,5]	0,53[1]	0,15[9]	0,421	0,326	0,058	0,149[9]	0,046	
Hafer	0,86[1]	0,46	0,45[2,5,6]	0,48[1]	0,15[9]	0,312	0,288	0,051	0,267[9,10]	0,083	C_{HP}: wie Sommergerste
sonstige Wintergetreide	0,86	0,46	0,46	0,55	0,15[9]	0,423	0,292	0,052	0,178	0,055	Mittelwert aller Wintergetreidearten
sonstige Sommergetreide	0,86[1]	0,46	0,46	0,57	0,15[9]	0,422	0,268	0,047	0,200	0,062	EI, TM_{HP}, C_{HP}, C_{ER}: wie Sommergerste; AC_W: Mittelwert aller Getreidearten
(Zucker-) Mais	0,86[1,2]	0,48[5]	0,43[2,6]	0,50[1,2]	0,10[9]	0,396	0,315	0,035	0,194[9,10]	0,060	
Silomais, Sorghum	0,31,8[1,7]	0,43[2,6]		1	0,05[9]	0,772	0	0,039	0,145[9]	0,045	EI: 1 für Ganzpflanzenernte
Klee (Ganzpflanzenernte)	0,20[1,8]	0,41[5]		1	0,25[9]	0,455	0	0,114	0,329[9,10]	0,102	EI: 1 für Ganzpflanzenernte; in [10] 'Stamm' = HP; AC_W, AC_{RD}: nur für einjährigen Anbau, s. a. Text
Klee (Samenernte)	0,91[1]	0,47[6]		0,11[1]	0,15	0,063	0,430	0,076	0,329[9,10]	0,102	C_{HP}: Wert für '*herbaceous and agricultural biomass*'; SI: wie Getreidearten; AC_W, AC_{RD}: nur für einjährigen Anbau, s. a. Text

Futter- und Gemüseleguminose (Körnerernte)	0,86[1]	0,47[6]	0,45[2,5]	0,47[1,2]	0,10[9]	0,380	0,321	0,040	0,166[9,11]	0,052	C_{HP}: Wert für '*herbaceous and agricultural biomass*'; SI: wie Getreidearten; AC_W, AC_{RD}: nur für einjährigen Anbau, s. a. Text
Futterleguminose (Ganzpflanzenernte)	0,20[1,2]	0,46[2,4,5,6]		1,00	0,25[9]	0,455	0,000	0,114	0,329[9,10]	0,102	HI: 1 für Ganzpflanzenernte; in [10] 'Stamm' = HP; AC_W, AC_{RD}: nur für einjährigen Anbau, s. a. Text
Winterraps	0,91[1]	0,63[3]	0,47[2,3,4,6]	0,38[1,2]	0,15	0,320	0,332	0,059	0,222[11]	0,069	SI: wie Getreidearten
Kartoffel	0,22[1]	0,47[6]	0,47[6]	0,83[1]	0,00	0,798	0,160	0,000	0,033[10,12]	0,010	C_{HP}: Wert für '*herbaceous and agricultural biomass*'; SI: 0 für Wurzelkulturen
Zuckerrübe	0,23[1]	0,45[5]	0,41[2,9]	0,59[1,2]	0,00	0,583	0,373	0,000	0,033[10,12]	0,010	SI: 0 für Wurzelkulturen
Gras mit Leguminose (Ganzpflanzenernte)	0,20[1,8]	0,40[7]		1	0,15[9]	0,303	0,000	0,045	0,498[9]	0,154	EI: 1 für Ganzpflanzenernte; AC_W, AC_{RD}: nur für einjährigen Anbau, s. a. Text
Gras ohne Leguminose (Ganzpflanzenernte)	0,20[1]	0,45[4,5,7]		1	0,15[9]	0,533	0,000	0,080	0,295[9,10]	0,092	EI: 1 für Ganzpflanzenernte; in [10] 'Stamm' = HP; AC_W, AC_{RD}: nur für einjährigen Anbau, s. a. Text
Erdbeere	0,10[8]	0,47[6]	0,47[6]	0,50	0	0,302	0,302	0,000	0,302	0,094	EI: eingene Annahme; C_{HP}, C_{ER}: Wert für '*herbaceous and agricultural biomass*'; SI: 0 da keine Stoppeln; AC_{HP}: eigene Annahme mit 66 % der Biomasse oberirdisch mit HI von 0,5; AC_W: eigene Annahme mit 33 % der Biomasse unterirdisch
Spargel	0,10[8]	0,47[6]		1	0	0,957	0,000	0,000	0,033	0,010	EI: 1 für Ganzpflanzenernte; C_{HP}, Wert für '*herbaceous and agricultural biomass*"; SI: 0 für Wurzelkulturen; AC_W: Mittelwert aus Kartoffel und Zuckerrübe
Weißkohl und sonstige Gemüse	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,60[13]	0	0,450	0,246	0,000	0,232[15,16]	0,072	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus gemüseähnlichen Zwischenfrüchten Rübsen, Markstammkohl, Kohlrübe, Herbstrübe, Ölrettich
Rotkohl	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,54[13]	0	0,409	0,287	0,000	0,232[15,16]	0,072	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus gemüseähnlichen Zwischenfrüchten Rübsen, Markstammkohl, Kohlrübe, Herbstrübe, Ölrettich
Grünkohl	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,74[13]	0	0,536	0,160	0,000	0,232[15,16]	0,072	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus gemüseähnlichen Zwischenfrüchten Rübsen, Markstammkohl, Kohlrübe, Herbstrübe, Ölrettich

Brokkoli	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,56[13]	0	0,421	0,276	0,000	0,232[15,16]	0,072	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus gemüseähnlichen Zwischenfrüchten Rübsen, Markstammkohl, Kohlrübe, Herbstrübe, Ölrettich
Blumenkohl	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,63[13]	0	0,468	0,228	0,000	0,232[15,16]	0,072	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus gemüseähnlichen Zwischenfrüchten Rübsen, Markstammkohl, Kohlrübe, Herbstrübe, Ölrettich
Möhre	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,86[13]	0	0,842	0,115	0,000	0,033	0,010	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus Kartoffel und Zuckerrübe
Rote Beete	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,77[13]	0	0,769	0,188	0,000	0,033	0,010	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus Kartoffel und Zuckerrübe
Radieschen	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,88[13]	0	0,855	0,102	0,000	0,232[15,16]	0,072	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus gemüseähnlichen Zwischenfrüchten Rübsen, Markstammkohl, Kohlrübe, Herbstrübe, Ölrettich
Zwiebel	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,80[13]	0	0,789	0,168	0,000	0,033	0,010	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus Kartoffel und Zuckerrübe
Sellerie	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,83[13]	0	0,817	0,140	0,000	0,232[15,16]	0,072	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus gemüseähnlichen Zwischenfrüchten Rübsen, Markstammkohl, Kohlrübe, Herbstrübe, Ölrettich
Gurke	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,72[13]	0	0,522	0,174	0,000	0,232[15,16]	0,072	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus gemüseähnlichen Zwischenfrüchten Rübsen, Markstammkohl, Kohlrübe, Herbstrübe, Ölrettich
Kürbis	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,67[13]	0	0,490	0,206	0,000	0,232[15,16]	0,072	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus gemüseähnlichen Zwischenfrüchten Rübsen, Markstammkohl, Kohlrübe, Herbstrübe, Ölrettich
Salat	0,13[7]	0,51[7]	0,43[2]	0,82[13]	0	0,585	0,111	0,000	0,232[15,16]	0,072	SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: Mittelwert aus gemüseähnlichen Zwischenfrüchten Rübsen, Markstammkohl, Kohlrübe, Herbstrübe, Ölrettich
Kräuter	0,20	0,47[6]		1	0,25	0,483	0,000	0,121	0,302	0,094	EI: 1 für Ganzpflanzenernte; TM_{HP}: wie Gras ohne Leguminosen; C_{HP}: Wert für '*herbaceous and agricultural biomass*'; SI: wie Futterleguminose (Ganzpflanzenernte); AC_{HP}: eigene Annahme mit 66 % der Biomasse oberirdisch bei EI von 1; AC_W: eigene Annahme mit 33 % der Biomasse unterirdisch; AC_W, AC_{RD}: nur für einjährigen Anbau, s. a. Text

Getreide-Ganzpflanzensilage	0,35[1]	0,47		1	0,05	0,702	0,000	0,035	0,200	0,062	EI = 1 für Ganzpflanzenernte; C_{MP}: wie Winterroggen; SI: wie Silomais; AC_R: Mittelwert aller Getreidearten
Gras ohne Leguminosen (Samenernte)	0,86[1]	0,47[6]	0,45[4,5,7]	0,11[1]	0,15	0,072	0,460	0,081	0,295	0,092	C_{HP}: Wert für '*herbaceous and agricultural biomass*'; SI: wie Getreide; AC_W: wie Gras ohne Leguminose (Ganzpflanzenernte) AC_W, AC_{RD}: nur für einjährigen Anbau, s. a. Text
Sonnenblume und sonstige Ölfrüchte	0,91[1]	0,52[5]	0,44[5]	0,33[1]	0,15	0,264	0,379	0,067	0,222	0,069	SI: wie Getreide; AC_W: wie Raps
Öllein	0,91[1]	0,52[5]	0,44[5]	0,40[1]	0,15	0,313	0,337	0,059	0,222	0,069	SI: wie Getreide; AC_W: wie Raps
Tabak	0,20	0,47[6]	0,47[6]	0,67	0,00	0,466	0,230	0,000	0,232	0,072	EI: Mittewert aller Gemüsearten; TM_{HP}: wie ER von Zuckerrübe; SI: 0 da keine Stoppeln; AC_W: wir oberidisch wachsende Gemüse
Hanf	0,40[1]	0,47[6]		1	0,05	0,772	0,000	0,039	0,145	0,045	EI = 1 für Ganzpflanzenernte; SI, AC_W: wie Silomais
Brache	0,20	0,45		1	0,15	0,533	0,000	0,080	0,295	0,092	wie Gras ohne Leguminose (Ganzpflanzenernte)

[1] Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (2017), [2] Franko et al. (2011), [3]Obernberger et al. (2006), [4]Nordin (1994), [5]BIOS Bioenergiesysteme GmbH, [6]Vassilev et al. (2010), [7]Rynk et al. (1992), [8]Zorn et al. (2007), [9]Bolinder et al. (2007), [10]Li et al. (1997), [11]Gan et al. (2009), [12]Bolinder et al. (2015), [13]Feller et al. (2011), [14]Pausch & Kuzyakov (2018), [15]Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2015), [16]KTBL (2009)

Tabelle A6: Biomasseaufwuchs von Zwischenfrüchten als ober- und unterirdische Produktion von organischem Kohlenstoff (C_{org}) zur Berechnung des C_{org}-Eintrages in Böden in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Zwischenfrucht	Biomasse oberirdisch (t C_{org} ha^{-1})	Biomasse unterirdisch (t C_{org} ha^{-1})	Anmerkungen, eigene Annahmen
Einjähriges Weidelgras	1,7[1,2,3,4]	0,9[1,4]	
Welsches Weidelgras	1,9[1,2,3,4]	0,9[1,4]	
Deutsches Weidelgras	1,8	0,9	Mittelwert aus Einjährigem und Welschem Weidelgras
Getreide-Ganzpflanzensilage	2,6[1,2,3,4]	0,7[1]	
Sandhafer	1,6[1]	0,8	Biomasse unterirdisch = 50 % der Biomasse oberirdisch
Klee (ohne Axelandrinerklee)	1,2[3,4]	0,4[4]	Mittelwert aus Inkarnatklee und Persischem Klee (nicht gezeigt)
Alexandrinerklee	1,3[2,3,4]	0,4[4]	
Lupine	1,9[1,3,4]	0,9[1,4]	
Wicke	1,5[1,2,3,4]	0,6[1,4]	
Felderbse	1,6[1,2,3,4]	0,6[1,4]	
Ackerbohne	1,8[1,2,3,4]	0,8[1,4]	
Futter-/Sommerraps	1,8[1,2,3,4]	0,9[1,4]	
Rübse	3,5[1,2,3,4]	1,6[1,4]	
Herbstrübe	2,1[1,4]	0,6[1,4]	
Ölrettich	1,8[1,2,3,4]	0,9[1,4]	
Senf	1,8[1,2,3,4]	0,6[1,4]	
Phacelia	1,4[1,2,3,4]	0,5[1,4]	
Buchweizen	1,5[1,3,4]	0,2[1,4]	
Ausfallraps	1,8[4]	0,9	Biomasse unterirdisch wie Futter-/Sommerraps
Gemenge aus Leguminosen und Nicht-Leguminosen	2,4[1,2,4]	0,8[1,4]	

Gemenge von Leguminosen, unbekannte Leguminosen	1,7[1,2]	0,7[1]	
Süßgräser	1,8	0,9	Mittelwert aus Einjährigem und Welschem Weiderlgras
Ramtillkraut	1,4[1]	0,7	Biomasse unterirdisch = 50 % der Biomasse oberirdisch
Kleegras	1,6[1,2]	0,7[1]	
Ausfallgetreide	2,6	0,7	wie Getreide-Ganzpflanzensilage
Gemenge ohne Leguminosen	1,6[1]	0,9[1]	
Sonnenblume	5,2[1,3,4]	1,3[1,4]	

[1]Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (2015), [2]Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft (2011), [3]Verband der Landwirtschaftskammern (2012), [4]KTBL (2009), [5]Vassilev et al. 2010, [6]Pausch and Kuzyakov (2018)

Tabelle A7: Trockenmasse- (TM) und Kohlenstoff- (C_{org}) Gehalt organischer Düngemittel zur Berechnung des C_{org}-Eintrages in Böden in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft

Düngemittel	TM-Gehalt ($t\ t^{-1}$)	C_{org}-Gehalt ($t\ t^{-1}$)
Rindergülle	0,09[1,2,3,4]	0,38[2,3,4,5,6]
Schweinegülle	0,06[1,2,4]	0,40[4,5]
Hühnergülle	0,09[1,7]	0,43[7]
Jauche	0,02[1,3]	0,25[3]
sonstige Gülle	0,08[20]	0,40[20]
Güllepellet	0,48[21]	0,40[20]
Rindermist	0,23[1,2,3,8]	0,43[2,3,5,8,9]
Schweinemist	0,22[1,2,8]	0,43[8]
Pferdemist	0,27[1,8]	0,48[8]
Schafsmist	0,31[1,8]	0,43[8]
Hühnermist	0,51[2,8]	0,38[8,10]
Geflügelmist	0,53[1,2,8]	0,38[8,10]
Hühnertrockenkot	0,48[1,2,4]	0,37[4]
Putenmist	0,61[2,8,14]	0,42[8]
sonstiger Mist	0,25[2,4]	0,44[2,4]
Gärrest flüssig	0,06[2,4]	0,36[4,6]
Kompost	0,61[1,2,3]	0,33[3,11]
Grünschnittkompost	0,58[1,3]	0,23[3]
Klärschlamm	0,13[2,3,8]	0,34[2,3,8,11]
entwässerter Klärschlamm	0,37[2]	0,18[2]
kompostierter Kärschlamm	0,48[17]	0,28[17]
konzentrieres Kartoffelfruchtwasser	0,57[13]	0,35[13]
Kartoffelfruchtwasser	0,15[2,8]	0,42[8]
Tierkörpermehl	0,90[13]	0,43[13]
Champost	0,31[12]	0,38[12]
Apfeltrester	0,12[8]	0,53[8]
entwässerter Gärrest	0,25[14]	0,36[4,6]
Heu	0,86[15]	0,44[8,11,15]
Hobelspäne	0,61[8]	0,49[11]
Stroh	0,85[3,15]	0,46[3,11,16,18,19]
Hopfenrebenhäcksel	0,30[22]	0,46[11]

[1]Zorn et al. (2007), [2]KTBL (2009), [3]Franko et al. (2011), [4]Reinhold & Mumdey (2012), [5]Morvan & Nicolardot (2009), [6]Amon et al. (2006), [7]Nodar et al. (1992), [8]Rynk et al. (1992), [9]Griffin et al. (2005), [10]Quiroga et al. (2010), [11]BIOS Bioenergiesysteme GmbH, [12]Jordan et al. (2008), [13]Möller & Schultheiß (2015), [14]Bayrische Landesanstalt für Landwirtschaft (2018), [15]Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (2017), [16]Nordin (1994), [17]Baldauf & Bergmeister (2006), [18]Obernberger et al. (2006), [19]Vassilev et al. (2010), [20]Mittelwert aus allen Güllen, [21]wie Hühnertrockenkot, [22]Aschmann et al. (2013)

Tabelle A8: Humus-Reproduktionsfaktoren (dimensionslos) verschiedener Substrate in der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) sowie die Kennzahl für die Humus-Reproduktion nach VDLUFA (C = Kohlenstoff, FM = Frischmasse)

Substrat	Kennzahl VDLUFA (kg Humus-C t^{-1} FM Substrat)	Faktor BZE-LW (t Humus-C t^{-1} C_{org}-Eintrag)	Referenz
Stroh	80	0,20	Kolbe & Zimmer (2015)
Wurzeln	---	0,43	Adap, nach Kätterer et al. (2011)
Gründüngung, Rüben-blatt	8	0,18	Ebertseder et al. (2014)
Erntereste von Gemüse	8	0,18	Ebertseder et al. (2014)
Stallmist (alle Arten)	28	0,34	Ebertseder et al. (2014)
Schweinegülle	4	0,25	Ebertseder et al. (2014)
Rindergülle	9	0,34	Ebertseder et al. (2014)
Hühnergülle	12	0,19	Ebertseder et al. (2014)
Kompost	40	0,41	Ebertseder et al. (2014)
Klärschlamm	8	0,23	Ebertseder et al. (2014)
Gärrest	6	0,41	Ebertseder et al. (2014)
sonstige Gülle		0,26	eigene Annahme
übrige organische Dünger	---	0,34	eigene Annahme
Tierkörpermehl	---	0,41	eigene Annahme
Kartoffelfruchtwasser	---	0,25	eigene Annahme

Tabelle A9: In historischen Karten vorkommende Landnutzungsarten in Niedersachsen (Quelle: Landesamt für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen) und deren Aggregierung für diesen Bericht

Legendeneinheit Landnutzungsart in historischer Karte	aggregierte Legendeneinheit für Fragestellung (1)	aggregierte Legendeneinheit für Fragestellung (2)	vorkommend in historischer Karte
Ackerfläche Nutzgarten	Acker		Karte des Landes Braunschweigs, Kurhannoversche Landesaufnahme, Preußische Landesaufnahme, Topografische Karte um 1950, 1970, 1990
Feuchtwiese	Feuchtwiese	Dauergrünland	Kurhannoversche Landesaufnahme, Preußische Landesaufnahme, Topografische Karte um 1950, 1970, 1990
Wiese Grünland	Dauergrünland		Karte des Landes Braunschweigs, Kurhannoversche Landesaufnahme, Preußische Landesaufnahme, Topografische Karte um 1950, 1970, 1990
Heide	Heide	Heide	Karte des Landes Braunschweigs, Kurhannoversche Landesaufnahme, Preußische Landesaufnahme, Topografische Karte um 1950, 1970, 1990
Feuchtheide	Feuchtheide		Preußische Landesaufnahme, Topografische Karte um 1950
Laubwald Nadelwald Mischwald	Wald		Karte des Landes Braunschweigs, Kurhannoversche Landesaufnahme, Preußische Landesaufnahme, Topografische Karte um 1950, 1970, 1990
Torfstich Moor	Moorvegetation		Kurhannoversche Landesaufnahme, Preußische Landesaufnahme
Wohnsiedlung	Wohnsiedlung	nicht ausgewertet	Kurhannoversche Landesaufnahme
Baumobstplantage Sonderkultur	Sonderkultur		Kurhannoversche Landesaufnahme, Preußische Landesaufnahme, Topografische Karte um 1950, 1970, 1990
Gewässer	Gewässer		Preußische Landesaufnahme
Damm, Steilrand Grube	Grube		Karte des Landes Braunschweigs, Preußische Landesaufnahme, Topografische Karte um 1950
einzelne Bäume und Gebüsch Offenland & nicht kartiert	Offenland		Karte des Landes Braunschweigs, Kurhannoversche Landesaufnahme

Tabelle A10: Angebotene Einflussgrößen für das cforest-Verfahren zur Erklärung der Variabilität des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in mineralischen Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) (s. Kapitel 2.5.5); die Spannweite der Einflussgrößen bezieht sich auf alle Beprobungspunkte der BZE-LW

Einflussgröße	Beschreibung	Referenz	Spannweite (min-max)
Topografischer Index	Indikator für Bodenfeuchte; unterschiedliche Auflösungen nach eigenen Berechnungen eines Wasserabflussmodells	nach Digitalem Geländemodell (DGM25); Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2012)	4,5-33,6
Jahrestemperatur	ø Temperatur (°C) (1961-1990)	Deutscher Wetterdienst (2013)	4,6-11,1
Jahresniederschlag	ø Summe des Jahresniederschlags (mm) (1961-1990)	Deutscher Wetterdienst (2013)	493-2181
Wölbung	Oberflächenrelief des Berpobungspunktes	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
Reliefformtyp	Bezeichung z, B, "Kulmitationsbereich", "Tiefenbereich", "Hang"	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
Hangneigung	Grad der Hangneigung (°)	Digitales Geländemodell (DGM25); Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2012)	0-32,4
Mikrorelief	Mikrorelief des jeweiligen Beprobungspunktes	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
Lage im Relief	Bezeichnung z, B, "Zentrallage", "Randlage", "Unterhang", "Hangfuß"	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
NDVI	normalisierter differenzierter Vegetationsindex der Monate Juni, Juli, August als Maß für den Chlorophyllgehalt der Vegetation	Landsat 8; USGS (2013)	104-255
Bodenabtrag	natürlicher oder anthropogener Auf- und	Standortaufnahme BZE-LW; nur	---

	Abtrag von Boden am jeweiligen Beprobungspunkt	für wenige Beprobungspunkte ermittelt (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	
anthropogene Veränderungen	anthropogene Veränderungen die über normales Pflügen hinausgehen	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
Höhenlage	Höhe über NN (m)	Digitales Geländemodell (DGM25); Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2012)	-1-1,403
Landnutzungsart	aktuelle Landnutzungsart (Acker, Dauergrünland, Sonderkultur)	Fragebogen Flächenbewirtschaftung BZE-LW	---
Gefügeform		Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
pedogene Merkmale	Vorhandensein von z, B,: Kalkkonkretion, Lösskindel, Pseudomyzel, Orterde	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
Risse	Vorhandensein von Hohlräumen als Risse	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
Röhren	Vorhandensein von Hohlräumen als Röhren	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
substanzielle Substratinhomogenitäten	Vorhandensein von z, B, Raseneisenstein, Holzkohle, Bauschutt	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
strukturelle Substratinhomogenitäten	Vorhandensein von z, B, anthropogenen Schüttungen/Durchmischungen, kryogenen Frostbodenerscheinungen	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
Stratigraphie	geologische Stratigraphie	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
Grundwasserstufe	aus mittleren Hoch-, Mittel- und Tiefständen definierte graduelle Abstufung des Grundwasserstandes im Boden	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---

Grundwasserstand	Der zur Zeit der Profilaufnahme beobachtete Grundwasserstand unter der Geländeoberfläche (cm)	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	0-201
Bewirtschaftungsform	ökologischer oder konventioneller Anbau	Fragebogen Flächenbewirtschaftung BZE-LW	---
Haupt-/Nebenberuf	Landwirt im Haupt- oder Nebenberuf	Fragebogen Flächenbewirtschaftung BZE-LW	---
Bodenausgangsmaterial		Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
Mn_{ox}	Gehalt oxalatlösliches Mangan im Boden (mg kg^{-1})	Laboranalyse BZE-LW	0,35-11,253,62
Fe_{ox}	Gehalt oxalatlösliches Eisen im Boden (g kg^{-1})	Laboranalyse BZE-LW	0,01-20,84
Al_{ox}	Gehalt oxalatlösliches Aluminium im Boden (g kg^{-1})	Laboranalyse BZE-LW	0,05-9,36
Mn_{di}	Gehalt dithionitlösliches Mangan im Boden (mg kg^{-1})	Laboranalyse BZE-LW	0,02-10,642,10
Fe_{di}	Gehalt dithionitlösliches Eisen im Boden (g kg^{-1})	Laboranalyse BZE-LW	0,04-110,98
Fe_{ox}:Fe_{di}	Verhältnis von oxalatlöslichem zu dithionitlöslichem Eisen	Laboranalyse BZE-LW	0,01-1,04
Al_{ox}:Al_{di}	Verhältnis von oxalatlöslichem zu dithionitlöslichem Aluminium	Laboranalyse BZE-LW	0,1-1,9
Netto-Primärproduktion	mittlere C_{org}-Produktion (ober- und unterirdisch; t ha^{-1} a^{-1})	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0,5-63,2
C_{org}-Abfuhr_Ernte	mittlere C_{org}-Abfuhr durch Haupternte-Ertrag (t ha^{-1} a^{-1})	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0-43
C_{org}-Abfuhr_gesamt	mittlere C_{org}-Abfuhr durch Haupternte-	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0-43

	Ertrag + Nebenernteprodukt (t ha^{-1} a^{-1})		
C_{org}-Eintrag_gesamt	mittlerer C_{org}-Eintrag in Boden insgesamt (t ha^{-1} a^{-1})	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0,6-20,8
C_{org}-Eintrag_Pflanze	mittlerer C_{org}-Eintrag in Boden aus Pflanze (Haupt- und Zwischenfrucht) gesamt (t ha^{-1} a^{-1})	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0,2-11,4
C_{org}-Eintrag_Reste	mittlerer C_{org}-Eintrag in Boden aus Pflanzenresten (Stoppeln + Wurzeln; t ha^{-1} a^{-1})	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0,1-8,3
C_{org}-Eintrag_Nebenprodukt	mittlerer C_{org}-Eintrag in Boden aus im Feld verbliebenem Nebenernteprodukt (t ha^{-1} a^{-1})	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0-9,1
C_{org}-Eintrag_Wurzeln	mittlerer C_{org}-Eintrag in Boden aus Wurzeln (t ha^{-1} a^{-1})	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0,1-7,7
C_{org}-Eintrag_Düngung	Mittlerer C_{org}-Eintrag in Boden aus organischer Düngung (t ha^{-1} a^{-1})	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0-10
C_{org}-Eintrag_Pflanze_Prozent	Anteil von C_{org}-Eintrag_Pflanze an C_{org}-Eintrag_gesamt (%)	C_{org}-Eintrag BZE-LW	13-100
C_{org}-Eintrag_ZwischenFr_Prozent	Anteil von C_{org}-Eintrag durch Zwischenfrucht an C_{org}-Eintrag_gesamt (%)	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0-87
C_{org}-Eintrag_Düngung_Prozent	Anteil von C_{org}-Eintrag_Düngung an C_{org}-Eintrag_gesamt (%)	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0-71
N-Eintrag_Düngung	mittlerer Stickstoffeintrag in Boden aus Düngung (organisch + mineralisch) inklusive weidender Tiere Wurzeln (t ha^{-1} a^{-1})	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0-1,3
N-Eintrag_orgDüngung	mittlerer Stickstoffeintrag in Boden aus organischer Düngung (t ha^{-1} a^{-1})	C_{org}-Eintrag BZE-LW	0-1,3
N-Eintrag_minDüngung	mittlerer Stickstoffeintrag in Boden aus mineralischer Düngung (kg ha^{-1})	Fragebogen Flächenbewirtschaftung BZE-LW	0-587
Bodenfeuchte	Bodenfeuchte am Beprobungspunkt in den	nach Deutscher Wetterdienst	61,9-109,6

	Sommermonaten	(2013)	
meliorative Maßnahmen	Durchführung von Meliorationsmaßnahmen	Fragebogen Flächenbewirtschaftung BZE-LW	---
Landnutzungsänderung	Landnutzungsänderungen am jeweiligen Beprobungspunkt	Fragebogen Flächenbewirtschaftung BZE-LW	---
historische Landnutzung	Landnutzung zu Zeiten der Preußischen Landesaufnahme (1840-1940)	Recherche Landnutzungshistorie (s. Kapitel 2.5.2, 2.5.4)	---
kohlenstoffreicher Horizont	Vorhandensein von C_{org}-reichen Horizonten (C_{org}-Gehalt ≥ 87 g kg^{-1}) im Bodenprofil	Standortaufnahme BZE-LW (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005)	---
Tongehalt	im Boden (%)	Laboranalyse BZE-LW	0,0-98,6
Sandgehalt	im Boden (%)	Laboranalyse BZE-LW	0,2-99,9
Wurzelanteil	im Boden (%)	Laboranalyse BZE-LW	---
pH ($CaCl_2$)	im Boden	Laboranalyse BZE-LW	3,1-8,1
Gehalt anorganischer Kohlenstoff	Carbonatgehalt im Boden (%)	Laboranalyse BZE-LW	0-104

Tabelle A11: Angebotene Einflussgrößen für das *random forest* Verfahren zur Regionalisierung des Vorrates an organischem Kohlenstoff in mineralischen Böden unter Acker- und Dauergrünlandnutzung

Einflussgröße	Beschreibung	Referenz
Topografischer Index	Indikator für Bodenfeuchte; unterschiedliche Auflösungen nach eigenen Berechnungen eines Wasserabflussmodells	nach Digitalem Geländemodell (DGM25); Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2012)
Jahrestemperatur	ø Temperatur (°C) (1961-1990)	Deutscher Wetterdienst (2013)
Jahresniederschlag	ø Summe des Jahresniederschlags (mm) (1961-1990)	Deutscher Wetterdienst (2013)
Schneebedeckung	ø Anzahl Tage mit Schneebedeckung (d) (1961-1990)	Deutscher Wetterdienst (2013)
Sonnenscheindauer	ø Summe der Sonnenstunden (h) (1961-1990)	Deutscher Wetterdienst (2013)
Hangneigung	Grad der Hangneigung (°)	DGM25; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2012)
saisonale Klimaangaben	ø Summe der Niederschlage (mm) bzw., Temperatur (°C) in Sommer, Herbst, Winter, Frühling (1881-2014)	nach Deutscher Wetterdienst (2013)
Trockenheitsindex	Index für Lufttrockenheit	Deutscher Wetterdienst (2013)
NDVI	normalisierter differenzierter Vegetationsindex der Monate Juni, Juli, August als Maß für den Chlorophyllgehalt der Vegetation	Landsat 8; USGS (2013)
C_{org}-Mineralisierung Modell	C_{org}-Mineralisierung bestimmender, temperaturabhängiger Faktor aus dem Modell RothC	Coleman & Jenkinson (1996)
Wachstumsgradtage	ø Summe an Tagen pro Jahr mit Temperaturen zwischen 5 und 30 °C, bei denen Vegetation wächst (1951-2013)	Deutscher Wetterdienst (2013)
Höhenlage	Höhe über NN (m)	DGM25; Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2012)
Landnutzungsart	Legendeneinheiten des Basis- Digitalen Landschaftsmodells des ATKIS®	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2012)
Leitbodenassoziation	Legendeneinheit aus Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 inkl., hergeleiteten Angaben zu Bodenart und -physik	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2013)

Bodengroßlandschaft	Legendeneinheit aus Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 inkl., hergeleiteten Angaben zu Bodenart und -physik	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2008)
N-Eintrag	Einträge an organischem Stickstoff auf Landkreisebene aus den Jahren 1999, 2007, 2010	Offermann et al. (2014)
C_{org}-Abfuhr	Abfuhr von C_{org} (Ertrag) auf Landkreisebene aus den Jahren 1999, 2007, 2010	Offermann et al. (2014)
Bodenklimaraum	Bodenklimaraum als Legendeneinheit	Roßberg et al. (2007)
geologische Einheit	Legendeneinheit aus der Geologischen Karte (verschiedene Maßstäbe)	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2004, 2006)

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

1 - 39	siehe http://www.thuenen.de/de/infothek/publikationen/thuenen-report/
40	Frank Offermann, Martin Banse, Claus Deblitz, Alexander Gocht, Aida Gonzalez-Mellado, Peter Kreins, Sandra Marquardt, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Claus Rösemann, Petra Salamon, Jürn Sanders **Thünen-Baseline 2015 – 2025: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland**
41	Stefan Kundolf, Patrick Küpper, Anne Margarian und Christian Wandinger **Koordination, Lernen und Innovation zur Entwicklung peripherer ländlicher Regionen** **Phase II der Begleitforschung zum Modellvorhaben *LandZukunft***
42	Sebastian Rüter, Frank Werner, Nicklas Forsell, Christopher Prins, Estelle Vial, Anne-Laure Levet **ClimWood2030 'Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030' Final Report**
43	Nicole Wellbrock, Andreas Bolte, Heinz Flessa (eds) **Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland – Ergebnisse der Boden-zustandserhebung im Wald 2006 bis 2008**
44	Walter Dirksmeyer, Michael Schulte und Ludwig Theuvsen (eds) **Aktuelle Forschung in der Gartenbauökonomie – Nachhaltigkeit und Regionalität – Chancen und Heraus-forderungen für den Gartenbau** – Tagungsband zum 2. Symposium für Ökonomie im Gartenbau
45	Mirko Liesebach (ed) **Forstgenetik und Naturschutz – 5. Tagung der Sektion Forstgenetik/Forstpflanzenzüchtung am 15./16. Juni 2016 in Chorin – Tagungsband**
46	Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Annette Freibauer, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg **Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2015** **Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2015**
47	Niko Sähn, Stefan Reiser, Reinhold Hanel und Ulfert Focken **Verfügbarkeit umweltrelevanter Daten zur deutschen Süßwasseraquakultur**
48	Markus Ehrmann **Modellgestützte Analyse von Einkommens- und Umweltwirkungen auf Basis von Testbetriebsdaten**
49	Mirko Liesebach, Wolfgang Ahrenhövel, Alwin Janßen, Manuel Karopka, Hans-Martin Rau, Bernd Rose, Randolf Schirmer, Dagmar Schneck, Volker Schneck, Wilfried Steiner, Silvio Schüler, Heino Wolf **Planung, Anlage und Betreuung von Versuchsflächen der Forstpflanzenzüchtung** **Handbuch für die Versuchsanstellung**
50	Tobias Mettenberger **Jugendliche Zukunftsorientierungen in ländlichen Mittelstädten** Zur Rolle des alltäglichen (sozial-)räumlichen Kontexts beim Übergang von der Hauptschule in den weiteren Ausbildungsweg
51	Stefan Neumeier **Modellvorhaben chance.natur – Endbericht der Begleitforschung –**

52	Andreas Tietz **Überregional aktive Kapitaleigentümer in ostdeutschen Agrarunternehmen: Entwicklungen bis 2017**
53	Peter Mehl (ed) **Aufnahme und Integration von Geflüchteten in ländliche Räume: Spezifika und (Forschungs-)herausforderungen** Beiträge und Ergebnisse eines Workshops am 6. und 7. März 2017 in Braunschweig
54	G. Rahmann, C. Andres, A.K. Yadav, R. Ardakani, H.B. Babalad, N. Devakumar, S.L. Goel, V. Olowe, N. Ravisankar, J.P. Saini, G. Soto, H. Willer **Innovative Research for Organic 3.0 - Volume 1** Proceedings of the Scientific Track at the Organic World Congress 2017 November 9-11 in Delhi, India
54	G. Rahmann, C. Andres, A.K. Yadav, R. Ardakani, H.B. Babalad, N. Devakumar, S.L. Goel, V. Olowe, N. Ravisankar, J.P. Saini, G. Soto, H. Willer **Innovative Research for Organic 3.0 - Volume 2** Proceedings of the Scientific Track at the Organic World Congress 2017 November 9-11 in Delhi, India
55	Anne Margarian unter Mitarbeit von Matthias Lankau und Alena Lilje **Strategien kleiner und mittlerer Betriebe in angespannten Arbeitsmarktlagen** Eine Untersuchung am Beispiel der niedersächsischen Ernährungswirtschaft
56	Frank Offermann, Martin Banse, Florian Freund, Marlen Haß, Peter Kreins, Verena Laquai, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Claus Rösemann, Petra Salamon **Thünen-Baseline 2017 – 2027: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland**
57	Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg **Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2016** **Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2016**
58	Anja-Kristina Techen **Reduzierung von landwirtschaftlichen Stickstoffeinträgen in Gewässer: die Wirksamkeit von Beratung am Beispiel der hessischen WRRL-Beratung**
59	Katja Oehmichen, Susann Klatt, Kristin Gerber, Heino Polley, Steffi Röhling, Karsten Dunger **Die alternativen WEHAM-Szenarien: Holzpräferenz, Naturschutzpräferenz und Trendfortschreibung Szenarienentwicklung, Ergebnisse und Analyse**
60	Anne Margarian **Strukturwandel in der Wissensökonomie: Eine Analyse von Branchen-, Lage- und Regionseffekten in Deutschland**
61	Meike Hellmich **Nachhaltiges Landmanagement vor dem Hintergrund des Klimawandels als Aufgabe der räumlichen Planung - Eine Evaluation im planerischen Mehrebenensystem an den Beispielen der Altmark und des Landkreises Lüchow-Dannenbergs -**
62	Bernd Degen, Konstantin V. Krutovsky, Mirko Liesebach (eds.) **German Russian Conference on Forest Genetics - Proceedings - Ahrensburg, 2017 November 21-23**
63	Jutta Buschbom **Exploring and validating statistical reliability in forensic conservation genetics**
64	Anna Jacobs, Heinz Flessa, Axel Don, Arne Heidkamp, Roland Prietz, René Dechow, Andreas Gensior, Christopher Poeplau, Catharina Riggers, Florian Schneider, Bärbel Tiemeyer, Cora Vos, Mareille Wittnebel, Theresia Müller, Annelie Säurich, Andrea Fahrion-Nitschke, Sören Gebbert, Rayk Hopfstock, Angélica Jaconi, Hans Kolata, Maximilian Lorbeer, Johanna Schröder, Andreas Laggner, Christian Weiser, Annette Freibauer **Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung**

THÜNEN

Thünen Report 64

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de