



LfL

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft

Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern



Schriftenreihe

Nummer 01

2023

ISSN 1611-4159

Impressum

Herausgeber: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL)
Vöttinger Straße 38, 85354 Freising-Weihenstephan
Internet: www.LfL.bayern.de

Redaktion: Institut für Agrarökologie und Biologischen Pflanzenbau
Lange Point 12, 85354 Freising-Weihenstephan
E-Mail: Agraroeekologie@LfL.bayern.de
Telefon: 08161 8640-3640

Bildnachweis: LfL, soweit nicht anders gekennzeichnet; Titelbild: Peter Schad

3. Auflage: März 2023; aktualisierte, neu bearbeitete Auflage



Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern

Manuel Sümmerer & Martin Wiesmeier

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1	Einleitung 11
2	Konzept standorttypischer Humusgehalte..... 15
3	Einfluss der Bewirtschaftung auf Humus 18
4	Material und Methoden 20
4.1	Auswahl der Standorte 20
4.2	Bodenprobenahme 20
4.3	Bodenanalytik 21
4.4	Aufbereitung der Bewirtschaftungsdaten 22
4.5	Klimadaten..... 22
4.6	Statistische Analysen..... 22
5	Ergebnisse..... 24
5.1	Einfluss von Standort und Bewirtschaftungsfaktoren auf Humuskennwerte 24
5.1.1	Korrelationsanalyse der Standortfaktoren, Bewirtschaftungsfaktoren und Humuskennwerte 24
5.1.2	Gemischtes Lineares Modell 25
5.1.3	Einfluss der Bodenart auf Humuskennwerte von Ackerböden in Bayern 26
5.1.4	Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsfaktoren auf Humuskennwerte von Ackerböden in Bayern..... 29
5.1.5	Humuskennwerte konventionell und ökologisch bewirtschafteter Ackerböden in Bayern..... 32
5.2	Standorttypische Humuskennwerte von Ackerböden in Bayern 34
6	Diskussion 37
6.1	Standortfaktoren..... 37
6.2	Bewirtschaftungsfaktoren..... 38
6.3	Praktischer Nutzen standorttypischer Humusgehalte..... 41
7	Zusammenfassung und Schlussfolgerung 43
	Danksagung..... 46
	Literaturverzeichnis 47

Abbildungsverzeichnis

Seite

Abbildung 1: Zeitliche Entwicklung des Humusgehalts landwirtschaftlich genutzter Böden (nach Gisi 1997).....	13
Abbildung 2: Beprobungsschema der Bodenprobenahme der Humusdatenbank...	21
Abbildung 3: Spearman-Korrelationsmatrix: Die Zahlen innerhalb der Matrix geben die Signifikanz der Korrelation anhand eines p-Wertes ($\alpha = 0,05$) an; Anhand der Farbskala wird die Richtung und Stärke der Korrelation angegeben	24
Abbildung 4: C_{org} -Gehalte bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit der Bodenart (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben am rechten Rand markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$)...	27
Abbildung 5: N_t -Gehalte bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit der Bodenart (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben am rechten Rand markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$)...	27
Abbildung 6: C_{org}/N_t -Verhältnis bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit der Bodenart (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben am rechten Rand markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$).....	28
Abbildung 7: Humuskennwerte (C_{org} , N_t und C_{org}/N_t) von Ackerböden in Bayern in Abhängigkeit des Hackfruchtanteils im Zeitraum von 10 Jahren vor der Zweitbeprobung (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben oberhalb der Grafiken markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$).....	29
Abbildung 8: Humuskennwerte (C_{org} , N_t und C_{org}/N_t) von Ackerböden in Bayern in Abhängigkeit des Maisanteils im Zeitraum von 10 Jahren vor der Zweitbeprobung (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben oberhalb der Grafiken markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$).....	30
Abbildung 9: Humuskennwerte (C_{org} , N_t und C_{org}/N_t) von Ackerböden in Bayern in Abhängigkeit des mehrjährigen Kleegrasanbaus im Zeitraum von 10 Jahren vor der Zweitbeprobung (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben oberhalb der Grafiken markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$).....	30
Abbildung 10: Humuskennwerte (C_{org} , N_t und C_{org}/N_t) von Ackerböden in Bayern in Abhängigkeit der organischen Düngeintensität im Zeitraum von 10 Jahren vor der Zweitbeprobung (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben oberhalb der Grafiken markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$).....	31
Abbildung 11: C_{org} -Gehalte ökologisch und konventionell bewirtschafteter Flächen in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenartgruppen.....	32
Abbildung 12: N_t -Gehalte ökologisch und konventionell bewirtschafteter Flächen in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenartgruppen.....	33

Abbildung 13: C_{org}/N_t -Verhältnisse ökologisch und konventionell bewirtschafteter Flächen in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenartgruppen	33
Abbildung 14: C_{org} -Gehalt bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit von der Bodenart und der Höhenlage	35
Abbildung 15: N_t -Gehalt bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit von der Bodenart und der Höhenlage	35
Abbildung 16: C_{org}/N_t -Verhältnis bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit von der Bodenart und der Höhenlage	36

Tabellenverzeichnis

	Seite
Tabelle 1: Bodenarteneinteilung nach Ton- und Schluffgehalt	22
Tabelle 2: Statistische Parameter der untersuchten Variablen (n = Anzahl; SD = Standardabweichung; Min = Minimum; Max = Maximum).....	25
Tabelle 3: Mittelwert und Standardabweichung SD von C_{org} , N_t und C_{org}/N_t in Abhängigkeit der Bodenartgruppe.....	28
Tabelle 4: Mittelwert und Standardabweichung SD von C_{org} , N_t und C_{org}/N_t unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen in Abhängigkeit ihrer Häufigkeit bzw. Intensität innerhalb der letzten 10 Jahre vor der Beprobung	31
Tabelle 5: Mittelwert und Standardabweichung SD von C_{org} , N_t und C_{org}/N_t der ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen	34
Tabelle 6: Standorttypische Spannweiten von C_{org} , N_t und C_{org}/N_t bayerischer Ackerböden.....	36

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BDF	Bodendauerbeobachtungsflächen
BZW-LW	Bodenzustandserhebung Landwirtschaft
C	Kohlenstoff
C _{Carbonat}	anorganischer Kohlenstoff
C _{org}	organischer Kohlenstoff
CO ₂	Kohlendioxid
C _t	Gesamtkohlenstoff
HDB	Humusdatenbank
MAOM	mineral-assoziierte organische Substanz
Max	Maximum
Min	Minimum
N	Stickstoff
n	Anzahl
NPP	Nettoprimärproduktion
N _t	Gesamtstickstoff
OBS	organische Bodensubstanz
OS	organische Substanz
POM	partikuläre organische Substanz
SD	Standardabweichung

1 Einleitung

Die organische Bodensubstanz (OBS, im Nachfolgenden auch als Humus bezeichnet) ist die Summe aller im Mineralboden vorkommenden abgestorbenen tierischen und pflanzlichen Stoffe sowie deren organische Umwandlungsprodukte. Für eine nachhaltige Landwirtschaft auf fruchtbaren Böden, welche auch gegen Extremwetterereignisse wie Starkregen oder extreme Trockenheit gewappnet sind, ist ein standortangepasster Humushaushalt von größter Bedeutung. Humus ist die Schlüsselkomponente bei der Ausbildung einer für das Pflanzenwachstum optimalen Bodenstruktur. Durch Gefügebildung und Aggregation wird der Luft- und Wasserhaushalt im Boden und somit der durchwurzelbare Raum für die Wasser- und Nährstoffzufuhr zur Pflanze beeinflusst. Gleichzeitig ist die Durchlüftung und Durchwurzelung des Bodens auch für die mikrobielle Aktivität im Boden essenziell. Ebenfalls wird die Befahrbarkeit des Bodens durch eine stabile Bodenstruktur positiv beeinflusst, was die Gefahr von Bodenschadverdichtungen mindert. Das Erosionsrisiko wird zudem durch eine verbesserte Infiltration gemindert. Der dadurch verringerte Oberflächenabfluss resultiert in Kombination mit erhöhten Humusgehalten in einer erhöhten Wasserspeicherung im Boden, wodurch auch während Trockenperioden den Pflanzen Wasser zur Verfügung stehen kann. Des Weiteren wird durch höhere Humusgehalte die Bodenerwärmung im Frühjahr unterstützt, was sich vor allem während der Keimphase und der Jugendentwicklung positiv auf das Pflanzenwachstum auswirkt. Humus dient zudem Mikroorganismen als Nährstoffquelle. Die in verschiedenen Formen gebundenen und vor Auswaschung geschützten Nährstoffe werden durch die Zersetzung des Humus durch Mikroorganismen einerseits von diesen selbst genutzt, andererseits der Pflanze in Form von Kationen (z.B. Magnesium, Calcium, Kalium) und Anionen (z.B. Phosphat, Sulfat, Nitrat) zur Verfügung gestellt. Ein weiterer positiver Effekt von Humus ist die Steuerung des Abbaus von Pflanzenschutzmitteln sowie eine verminderte Auswaschung von Pflanzenschutzmittelrückständen aufgrund unterschiedlicher Absorptionsmechanismen.

Von großer Relevanz ist Humus, abgesehen von seiner Relevanz für die Fruchtbarkeit der Böden, auch in Bezug auf den Klimawandel. Humus besteht im Mittel zu 58 % aus organischem Kohlenstoff (C_{org}). Mit rund 1500 Gt Kohlenstoff (C) ist der Humuskörper der größte terrestrische Kohlenstoffspeicher und speichert damit mehr C als die Atmosphäre (rund 840 Gt C) oder die gesamte lebende Vegetation der Erde (rund 800 Gt C) (Scharlemann et al. 2014). Mithilfe von Pflanzen kann der Atmosphäre C entzogen werden und durch Transformationsprozesse auf der jeweiligen Fläche in Form von Humus gespeichert werden (C-Sequestrierung) (Chenu et al. 2019). Dadurch sinkt die Konzentration an Kohlenstoffdioxid (CO_2) in der Atmosphäre, was dem Treibhauseffekt entgegenwirkt. Aufgrund von teils erheblichen, historischen C_{org} -Verlusten nach Landnutzungsänderungen wird gerade landwirtschaftlich genutzten Flächen durch die Anpassung der Bewirtschaftung hin zu humuserhaltenden und humusmehrenden Praktiken ein beträchtliches C-Sequestrierungspotential zugesprochen (Wiesmeier et al. 2014b; Sanderman et al. 2017; Paustian et al. 2019; Amelung et al. 2020).

Die OBS kann in verschiedene Fraktionen mit unterschiedlichen Umsatzzeiten unterteilt werden, wobei eine Unterscheidung von partikulärer organischer Substanz (particulate organic matter, POM) und mineralassoziierter organischer Substanz (mineral-associated organic matter, MAOM) bewährt hat (Poeplau et al. 2018; Cotrufo et al. 2019; Just et al. 2021). Als POM werden leicht zersetzte pflanzliche Bestandteile definiert, welche noch makrosko-pisch als Solche erkennbar sind. Diese können sowohl frei im Boden als auch okkludiert in Aggregaten vorliegen. Mit fortschreitendem Abbau der organischen Substanz (OS) werden

dabei entstehende mikrobielle Stoffwechselprodukte sowie Wurzelauausscheidungen an die Mineraloberflächen gebunden, es kommt zur Ausbildung von Ton-Humus-Komplexen (Rasse et al. 2005; Kätterer et al. 2011; Amelung et al. 2018; Sokol et al. 2019; Angst et al. 2021; Villarino et al. 2021). Im Zuge des Abbaus der OBS wird durch die Mikroorganismen CO_2 an die Atmosphäre abgegeben, wodurch das C/N-Verhältnis zunehmend eingengt wird (Amelung et al. 2018; Kögel-Knabner et al. 2022). Das Resultat ist ein engeres C/N-Verhältnis der MAOM verglichen zur POM (Tan et al. 2007; Vos et al. 2018; Kauer et al. 2021). POM und MAOM unterliegen unterschiedlichen Umsetzungszeiten, wobei die MAOM eine weitaus längere Verweildauer im Bereich von Jahrhunderten bis Jahrtausenden aufweist. Die POM hingegen wird innerhalb von Wochen bis wenigen Jahren umgesetzt (Lützow et al. 2008). Zwar kann durch extreme Eingriffe in den Boden auch langfristig stabilisierte OBS abgebaut werden, für rapide Veränderungen ist jedoch die Zersetzung der POM und damit der CO_2 -Verlust aus dem aktivem Humuspool verantwortlich (Tan et al. 2007). Vos et al. (2018) vermuten, dass dadurch vor allem Böden mit hohen Sandanteilen und dadurch höheren Anteilen an leichter abbaubarer POM von C-Verlusten gefährdet sind.

Im Allgemeinen befindet sich der Humusgehalt eines Bodens in einem Fließgleichgewicht zwischen der Zufuhr von OS in den Boden und dem Abbau dieser durch Mikroorganismen (Johnson et al. 1995). Abbildung 1 stellt dar, wie sich dieses Fließgleichgewicht aufgrund von unterschiedlicher Bewirtschaftung verändert. So führt zum Beispiel eine Landnutzungsänderung von Grünland und Wald hin zu Ackerland zu einem rapiden Rückgang der Humusgehalte (Guo und Gifford 2002; Hermle et al. 2008; Don et al. 2011; Poeplau et al. 2011). Durch einen erhöhten Eintrag von OS oder einen verminderten Abbau bzw. verbesserter Stabilisierung der OS kann der Humusgehalt wieder angehoben werden, bis ein neues Fließgleichgewicht erreicht ist (Abbildung 1). Verändern sich natürliche Faktoren wie das Klima nicht, so ist der effektivste Weg Humus anzureichern bzw. Humusgehalte zu erhalten, den C-Eintrag über verschiedene Bewirtschaftungsmaßnahmen zu erhöhen. Hierfür stehen zahlreiche Maßnahmen wie verbesserte Fruchtfolgen mit Leguminosen, der Anbau von Zwischenfrüchten, mehrjährige Energiepflanzen, Mischkultursysteme und Untersaaten, Blühstreifen, Agroforstsysteme, die Zufuhr organischen Materials über verschiedene organische Dünger, der Einsatz von Pflanzenkohle, dem tiefen Einbringen von OS in den Boden, eine verbesserte Bewirtschaftung von Grünland etc. zur Verfügung (Guo und Gifford 2002; West und Post 2002; Jarecki und Lal 2003; Alcántara et al. 2016; Liu et al. 2016; Conant et al. 2017; Chenu et al. 2019; Paustian et al. 2019; Mayer et al. 2022; Harbo et al. 2022).

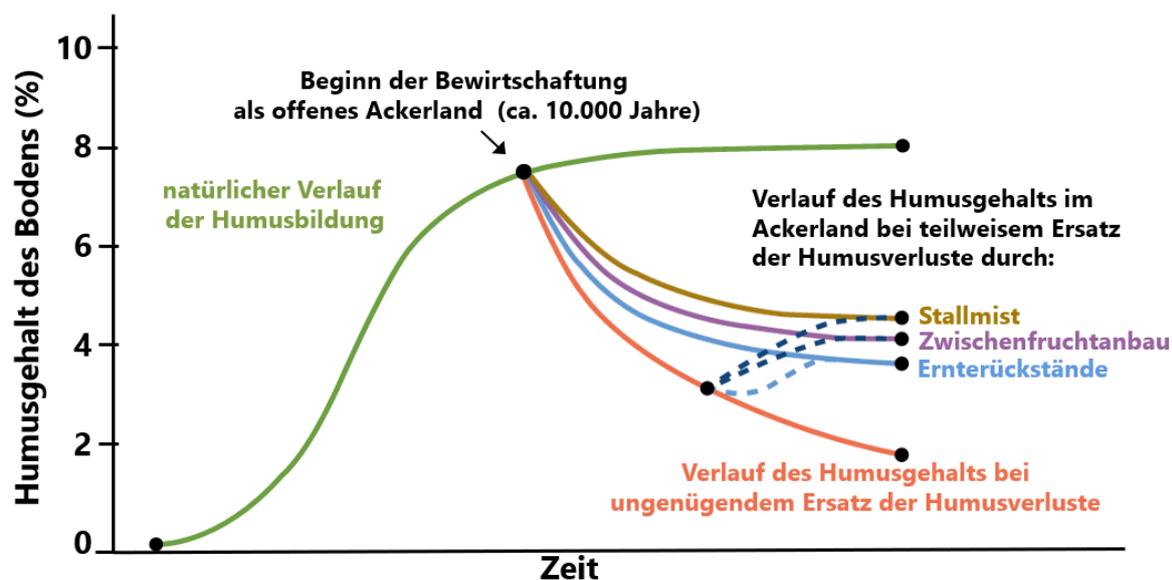


Abbildung 1: Zeitliche Entwicklung des Humusgehalts landwirtschaftlich genutzter Böden (nach Gisi 1997)

Neben der Bewirtschaftung wird der Humusgehalt maßgeblich vom Standort (Bodeneigenschaften, Klima) beeinflusst. Insbesondere der Tongehalt des Bodens ist hier zu nennen. So sind die Humusgehalte mit steigendem Tongehalt potentiell höher (Franzluebbers und Arshad 1997; Hassink 1997; Plante et al. 2006; Poeplau et al. 2020), da u.a. mehr OS in Form von Ton-Humus-Komplexen gebunden und so gegen den Abbau durch Mikroorganismen geschützt ist (Sollins et al. 1996; Six et al. 2002; Lützow et al. 2006). Das Klima beeinflusst den Humusgehalt, indem höhere Temperaturen die Zersetzung der OBS durch Mikroorganismen befördern, was zu höheren CO₂-Emissionen und somit geringeren Humusgehalten führt (Knorr et al. 2005; Lützow und Kögel-Knabner 2009; Conant et al. 2011; Walker et al. 2018). Durch höhere Niederschläge hingegen steigt aufgrund einer in der Regel höheren Nettoprimärproduktion (NPP) der Pflanzen der C-Eintrag in den Boden, was den Humusgehalt positiv beeinflusst (Wiesmeier et al. 2019). Doetterl et al. (2015) vermuten, dass bei langfristiger Betrachtung der Einfluss des Klimas auf die OBS eher auf die Verwitterung des Ausgangsmaterials und damit auf unterschiedliche geochemische Eigenschaften, wie das Potential zur Bildung von Ton-Humus-Komplexen, zurückzuführen ist.

Im Zuge des Klimawandels steigen die Durchschnittstemperaturen (Deutscher Wetterdienst 2022), was aufgrund des positiven Zusammenhangs zwischen Temperatur und Abbau der OBS potentiell zu beschleunigten Abbauraten von Humus und damit langfristig geringeren Humusvorräten führen kann (Crowther et al. 2016). Wiesmeier et al. (2016) schätzten anhand einer Modellierung der C_{org}-Entwicklung in landwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns bei einem angenommenen mittleren Temperaturanstieg von 3,3 °C bis zum Jahr 2095 bei gleichbleibendem C-Eintrag einen Rückgang der Humusvorräte im Oberboden von 11-16 %. Um die aktuellen Humusgehalte zu erhalten, müsste unter diesen Annahmen der C-Eintrag um 29 % steigen (Wiesmeier et al. 2016). Es gibt Überlegungen, dass die NPP und somit der C-Eintrag durch Pflanzen aufgrund von längeren Vegetationsperioden und des CO₂-Düngeeffekts im Zuge des Klimawandels steigt und dadurch der durch den Temperaturanstieg verstärkte Humusabbau kompensiert wird (Gottschalk et al. 2012; Lu et al. 2013). Die Erträge von Weizen, Gerste und Mais zeigen jedoch seit den 1990er Jahren in vielen Ländern Europas keine weitere Steigerung, weshalb zumindest für landwirtschaftlich genutzte Böden fraglich ist, ob aufgrund des Zusammenhangs mit dem Ertrag und der NPP

hier mit höheren C-Einträgen zu rechnen ist (Wiesmeier et al. 2015). Der während der letzten Jahrzehnte beobachtete Humusrückgang landwirtschaftlich genutzter Böden in Bayern kann zumindest zum Teil auf das veränderte Klima zurückgeführt werden (Wiesmeier und Burmeister 2022). Es gibt Hinweise darauf, dass vor allem die leicht abbaubare POM im Zuge des Klimawandels von einem verstärkten Abbau betroffen ist (Rocci et al. 2021). Ist jedoch kaum POM als Substrat für Mikroorganismen verfügbar kann auch zunehmend stabile MAOM mineralisiert werden (Lützow und Kögel-Knabner 2009).

Humus spielt für den Erhalt der Produktivität und Fruchtbarkeit unserer Böden eine essentielle Rolle. In §17 des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG) ist festgesetzt, dass standorttypische Humusgehalte im Zuge der landwirtschaftlichen Bodennutzung zu erhalten sind und dadurch die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und die Leistungsfähigkeit des Bodens als natürliche Ressource gewährleistet ist. Zur praktischen Umsetzung dieses Gesetzes in Bayern wurde im Jahr 2001 vom Institut für Agrarökologie und Biologischen Landbau der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft in Zusammenarbeit mit den Sachgebieten Agrarökologie und Boden bei den Ämtern für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten damit begonnen, eine Humusdatenbank (HDB) zur Ableitung standorttypischer Humusgehalte zu erstellen. Die vorliegende Arbeit ist eine Aktualisierung der von Capriel (2010) veröffentlichten standorttypischen Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Hierfür wurden neu erhobene Daten aus dem Zeitraum 2011-2018, generiert durch eine wiederholte Beprobung der ursprünglichen Standorte 10 Jahre nach der Erstbeprobung, genutzt. Damit stehen aktuelle standorttypische Spannweiten wichtiger Humuskennwerte als Beratungswerkzeug im Kontext des Humuserhalts und Humusaufbaus auf bayerischen Ackerböden zur Verfügung.

2 Konzept standorttypischer Humusgehalte

Als standorttypischer Humusgehalt wird der Ist-Zustand der Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden unter Berücksichtigung unterschiedlicher natürlicher und bewirtschaftungsbedingter Standortfaktoren bezeichnet (Wessolek et al. 2008; Capriel 2010; Drexler et al. 2020). Marx & Gaul (2021) betonen im Hinblick auf das Konzept der standorttypischen Humusgehalte, dass es sich hierbei nicht um einen optimalen Humusgehalt handelt, da von aktuellen, durchschnittlichen Humusgehalten ausgegangen wird. Ein optimaler Wert oder Zielwert kann dadurch nicht abgeleitet werden, da sich der Humusgehalt aufgrund der historischen und aktuellen Bewirtschaftung schon verändert haben könnte (Marx und Gaul 2021). Damit muss zwischen standorttypischen und optimalen Humusgehalten differenziert werden.

Bei der Ableitung standorttypischer Humusgehalte finden bodenbezogene Ökosystemdienstleistungen bzw. Bodenfunktionen wenig Beachtung, wohingegen bei der Ableitung eines optimalen Humusgehalts geklärt sein muss, hinsichtlich welcher Aspekte der Humusgehalt optimiert sein sollte. So wären beispielsweise im Hinblick auf den Klimaschutz möglichst hohe Humusgehalte optimal, was jedoch vermutlich mit erhöhten Stickstoffverlusten in Form von erhöhten Lachgasemissionen und/oder Nitratausträgen verbunden wäre (Körschens und Schulz 1999; Lugato et al. 2018; Guenet et al. 2021). Zu beachten ist ferner, dass sich in vielen Fällen nicht der absolute Humusgehalt auf die jeweilige Bodenfunktion auswirkt, sondern die einzelnen Fraktionen des Humus (POM, MAOM) in engerer Beziehung zu unterschiedlichen Bodenfunktionen stehen (Loveland 2003; Wessolek et al. 2008). Körschens und Schulz (1999) leiteten anhand von Daten aus Langzeitbeobachtungen am Standort Bad Lauchstädt in Mitteldeutschland Sollwerte des C_{org} -Gehalts in Abhängigkeit des Tongehaltes ab, anhand derer neben der Produktionsfunktion des Bodens auch die Pufferfunktion erhalten werden sollte. Dabei wurde ein Sollwert von 0,2 % bis 0,6 % umsetzbaren C_{org} und 0,02 % bis 0,06 % umsetzbaren Stickstoff (N) unter den Bedingungen Mitteldeutschlands und vergleichbarer Standorte unter praxisüblicher, ackerbaulicher Nutzung bestimmt (Körschens und Schulz 1999). Die Gültigkeit dieser Sollwerte als Optimalgehalte ist jedoch aufgrund der räumlichen Beschränkung auf ein bestimmtes Gebiet mit bestimmten Standortfaktoren beschränkt (Wessolek et al. 2008). Einen räumlich allgemeingültigeren optimalen Humusgehalt bestimmten Dexter et al. (2008) in Bezug auf die strukturelle Beschaffenheit des Bodens für französische und polnische landwirtschaftlich genutzte Mineralböden. Dabei stützten sie sich auf die Wechselwirkung zwischen C_{org} und der Tonfraktion und kamen zu dem Ergebnis, dass bei einem C_{org} /Ton-Verhältnis von 1/10 die physikalischen Eigenschaften des Bodens als optimal angesehen werden können (Dexter et al. 2008). Dieser Optimalwert konnte jedoch bei späteren Untersuchungen nicht bestätigt werden, da auch bei höheren C_{org} -Gehalten relativ zum Tongehalt die physikalischen Bodeneigenschaften immer weiter positiv beeinflusst wurden (Johannes et al. 2017). Johannes et al. 2017 entwickelten allerdings auf Basis des C_{org} /Ton-Verhältnis Grenzwerte, welche als Index für den Zustand der Bodenstruktur dienen können. Bei einem Verhältnis von 1/8 und darüber ist eine sehr gute Bodenstruktur zu erwarten. Zwischen 1/8 und 1/10 ist die Bodenstruktur gut, zwischen 1/10 und 1/13 moderat und es wird eine Verbesserung empfohlen. Ein C_{org} /Ton-Verhältnis von kleiner 1/13 lässt eine schlechte Bodenstruktur erwarten (Johannes et al. 2017).

Ein früher Versuch der Ausweisung standorttypischer Humusgehalte von Wessolek et al. (2008) scheiterte an der geringen Anzahl an verfügbaren Daten. Die erste bundesweite Ausweisung standorttypischer Humusgehalte wurde von Düwel et al. (2007) vorgenommen. Als

Datenbasis für ihre Auswertung nutzten die Autoren das Fachinformationssystem Boden der Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe mit 8.966 Standorten. Die Stratifizierung der Standorte erfolgte nach Landnutzung, Klimaregion und Bodenausgangsgestein (Düwel et al. 2007). Anschließend ordneten Düwel et al. (2007) jedem Stratum die nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung 5 (KA5) gültige Humusklasse zu, welche innerhalb des Stratum am häufigsten vorzufinden war. Aufgrund ungleicher Probenahmeverfahren der Standorte sowie teils veralteter Daten sind die ausgewiesenen standorttypischen Humusgehalte von Düwel et al. (2007) jedoch nur bedingt nutzbar (Prechtel et al. 2009). Nach Drexler et al. (2020) sind sie bestenfalls für eine grobe Einordnung von Humusgehalten hilfreich.

Für Bayern berechnete Capriel (2010) Spannweiten standorttypischer Humusgehalte von Ackerböden, wobei diese nur für Mineralböden gültig sind. Dafür standen in einem Beprobungszeitraum zwischen 2001 bis 2008 insgesamt 375 konventionell und 79 ökologisch bewirtschaftete Ackerflächen zur Verfügung, welche für Bayern als repräsentativ angesehen wurden (Capriel 2010). Die Auswahl der Schläge erfolgte nach unterschiedlichen Kriterien. Dazu zählten eine langjährige Bewirtschaftung nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis, eine mindestens 10-jährige ökologische Bewirtschaftung bei ökologischen Betrieben, die Einbeziehung sowohl viehhaltender und viehloser Betriebe, die Vermeidung von Erosionsflächen, eine Grundbodenbearbeitung mit dem Pflug sowie die Einbeziehung eines breiten Spektrums an Bodenarten. Als Datenbasis dienten Capriel (2010) das Bodendauerbeobachtungsprogramm in Bayern (BDF) und die 2001 initiierte HDB der bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Die Einteilung standortspezifischer Klassen erfolgte basierend auf den Ergebnissen multipler linearer Regressionen nach Tongehaltsklassen und der Höhenlage, wobei tonreichere und höher gelegene Ackerflächen im Allgemeinen höhere Humusgehalte aufwiesen (Capriel 2010). Capriel (2010) entschied sich bei der Integration des Faktors Klima für die Höhenlage anstelle der Temperatur und des Niederschlags, da mit der Höhenlage im Modell nahezu genauso viel Varianz erklärt wurde und die praktikable Nutzung der berechneten Spannweiten zur praktischen Umsetzung des § 17 BBodSchG von hoher Bedeutung war. Zum Ausschluss nicht repräsentativer, sehr hoher bzw. sehr niedriger Werte, wurde sowohl das 12,5 % Quantil als auch das 87,5 % Quantil berechnet. Der Wertebereich zwischen den Quantilen entspricht der standorttypischen Spannweite der Humusgehalte der jeweiligen Klasse (Capriel 2010).

Nach der Vorgehensweise von Capriel (2010) hinsichtlich der Stratifizierung nach Textur und Höhenlage sowie der Berechnung der Spannweite als Wertebereich zwischen dem 12,5 % und 87,5 % Quantil der jeweiligen Gruppe berechneten Marx et al. (2016) Spannweiten standorttypischer Humusgehalte für ganz Deutschland. Marx und Gaul (2021) berechneten später in Anlehnung an die Ableitung von Hintergrundwerten für Schwermetalle und organische Schadstoffe die Spannweite standorttypischer Humusgehalte für ganz Deutschland als Wertebereich zwischen dem 10 % und 90 % Quantil innerhalb einer nach Textur und Höhenlage eingeteilten Gruppe. Sowohl bei Marx et al. (2016) als auch bei Marx und Gaul (2021) waren die Ergebnisse von insgesamt 302 bzw. später 301 Standorten der Bodenlangzeitbeobachtungen der einzelnen Bundesländer die Berechnungsgrundlage für die Spannweiten. Es waren jedoch nicht aus allen Bundesländern Daten verfügbar (Marx et al. 2016; Marx und Gaul 2021).

Drexler et al. (2020) konnten nach Abschluss der ersten Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) zum ersten Mal bundesweit flächendeckend für Mineralböden anhand von 2973 Beprobungspunkten abgesicherte standorttypische Humusgehalte ableiten. Die Beprobung über ganz Deutschland wurde dabei in einem 8 x 8 Kilometer Raster vorgenommen (Drexler et al. 2020). Die Ableitung und Ausweisung der standorttypischen

Humusgehalte erfolgte in Form von Wertbereichen innerhalb von 33 Klassen, welche in Abhängigkeit der Landnutzungsart, der Textur, dem C/N-Verhältnis und dem Niederschlag gebildet wurden. Feinkörnigere sowie durch höhere mittlere Jahresniederschläge gekennzeichnete Ackerschläge wiesen höhere Humusgehalte auf. Einen Spezialfall bildeten die sogenannten schwarz-humosen Sande, welche trotz ihres verhältnismäßig geringen Tonanteils Humusgehalte aufweisen, welche mit Böden mit mehr als 35 % Ton vergleichbar sind. Dies ist auf die historische Moor- und Heidevegetation zurückzuführen, weshalb Drexler et al. (2020) zur Abgrenzung dieser Standorte das C/N-Verhältnis als Stratum für die Ausweisung standorttypischer Humusgehalte eingeführt haben. Die Wertbereiche der standorttypischen Humusgehalte von Drexler et al. (2020) wurden nach der Vorgehensweise von Capriel (2010) mittels des 12,5 % bis 87,5 % Quantils des jeweiligen Stratums berechnet. Drexler et al. (2020) stellten für Gesamtdeutschland im Gegensatz zum Ansatz von Capriel (2010) fest, dass der mittlere Jahresgesamtniederschlag als beste Schätzgröße für den Einfluss des Klimas auf den C_{org} geeignet ist und bildeten deshalb keine Klassen nach der Höhenlage. Sie stützen ihre Beobachtung auf Ergebnisse der Untersuchungen von Ebertseder et al. (2010) und Wiesmeier et al. (2019) welche beschreiben, dass die Höhenlage auf regionaler Ebene den Einfluss des Klimas auf den C_{org} im Boden zwar gut abbildet, dies für insgesamt tiefer gelegene Gebiete jedoch nicht zutrifft.

Vorderbrügge (2022) nutzte das Konzept der standorttypischen Humusgehalte und der Erstellung dieser mittels Quartilsberechnung, um Mindesthumusgehalte zu bestimmen, welche hinsichtlich des Bodenschutzes nicht unterschritten werden sollten. Dabei wurden anhand von bundesweit 2925 Standorten aus insgesamt mehr als 300 Publikationen Gruppen nach der Bodenarteneinteilung KA5 erstellt und anders als in den zuvor genannten Untersuchungen keine Spannweiten standorttypischer Humusgehalte, sondern Vorsorgewerte als 12,5 % Quantil der jeweiligen Gruppe berechnet. Ziel war es im Sinne von §17 des BBodSchG Bodenfunktionen, wie zum Beispiel die Ertragsfunktion, Pufferfunktion oder die Funktion als Lebensraum für Tiere sicherzustellen (Vorderbrügge 2022). Zusätzlich dazu schlägt Vorderbrügge (2022) vor, einen Prüfwert, berechnet als das 5 % Quantil, einzuführen. Liegt der Humusgehalt einer Fläche zwischen Vorsorge- und Prüfwert, ist zunächst zu klären, ob ein weiterer Humusrückgang zu erwarten ist. Bei einer Unterschreitung des Prüfwerts müssen im jeweiligen Einzelfall die Gründe für die vergleichsweise sehr niedrigen Humusgehalte identifiziert und Maßnahmen zur Humussteigerung eingeleitet werden (Vorderbrügge 2022). Optimale Humusgehalten leitete Vorderbrügge (2022) nicht ab, wobei insgesamt bisher keine allgemein anerkannten Grundlagen für Mindest- und Optimalgehalte an Humus im Hinblick auf verschiedene Bodenfunktionen existieren (Baritz et al. 2021).

Auch international wurden mit verschiedenen Ansätzen Spannweiten von Humusgehalten landwirtschaftlicher Nutzflächen, zum Teil unter Beachtung standörtlicher Besonderheiten, erstellt. Verheijen et al. (2005) gruppierten 2448 Acker- und Grünland-Standorte der Nationalen Bodeninventur in England und Wales nach unterschiedlichen Tongehaltsklassen und jährlichen Niederschlagssummen. Kalkhaltige Böden sowie Moorböden wurden hierbei nicht in die Auswertung aufgenommen. Als standorttypische Spannweite wurde der Median jeder Gruppe und das dazugehörige 80 % Konfidenzintervall mittels einer Q_n -Statistik berechnet (Verheijen et al. 2005). In Österreich wurde ein Überblick der Humusgehalte landwirtschaftlicher Nutzflächen als Median und 80 % der Werte um diesen gegeben, wobei die Einteilung der Gruppen nach Nutzungsart und Region vorgenommen wurde (Ministerium für ein lebenswertes Österreich 2015). Einen anderen Ansatz zur Ausweisung spezifischer C_{org} -Gehalte wählten Lilburne et al. (2004) für Neuseeland. Experten erstellten im Zuge des Bodenqualitätsmonitorings in Neuseeland Funktionen für den Zusammenhang zwischen

Bodenqualität und unterschiedlichen Bodenparametern, u.a. C_{org} . Die Aggregierung unterschiedlicher Standorte erfolgte nach der Landnutzung (Acker, Grünland bzw. Weide, Gartenbau und Forst). Die Ableitung von akzeptablen Spannweiten der jeweiligen Bodeneigenschaften erfolgte anhand des Scores der erstellten Kurven (Liburne et al. 2004). Einen ähnlichen Ansatz wählten Moebius-Clune et al. (2016) für den Bundesstaat New York, welche ebenfalls anhand von Experten aufgestellten Funktionen zwischen Bodengesundheit und unterschiedlichen Bodeneigenschaften, wie zum Beispiel dem C_{org} -Gehalt, Werte der jeweiligen Eigenschaft für unterschiedliche Bodenqualitäten ableiten konnten. Unterschieden wurde dabei anhand der Textur in grobkörnige, mittlere und feinkörnige Böden (Moebius-Clune et al. 2016). Amsili et al. (2020) hingegen erstellten auf Basis von 1456 Bodenproben für den Bundesstaat New York Spannweiten unterschiedlicher Bodeneigenschaften, welche die Bodenqualität beeinflussen. Dabei stratifizierten sie die Ergebnisse nach unterschiedlichen Landnutzungen, der Textur und dem Klima. Als Spannweite wählten Amsili et al. (2020) z.B. für C_{org} das 0,75 Quantil der jeweiligen Gruppe. Fine et al. (2017) hingegen fassten auf großer Skalenebene in den USA mehrere Bundesstaaten zusammen und ermittelten für die Texturklassen grob, mittel und fein Mittelwert und Standardabweichung unterschiedlicher Bodenqualitätsindikatoren von insgesamt 5767 Bodenproben. Eine Erweiterung der bestehenden Konzepte in den USA zur Ableitung bestimmter Werte anhand von Funktionen, welche die Bodengesundheit anhand unterschiedlicher Bodeneigenschaften ableiten, entwickelten Nunes et al. (2021). Die Funktionen wurden anhand von 14680 C_{org} -Messungen abgeleitet, wobei die unterschiedlichen Standorte nach der Textur und klimatischen Faktoren (Temperatur und Niederschlag) eingeteilt wurden (Nunes et al. 2021).

3 Einfluss der Bewirtschaftung auf Humus

Neben den oben beschriebenen Einfluss unterschiedlicher Standortfaktoren auf die Humusgehalte werden diese vor allem auch durch die Bewirtschaftung beeinflusst. Auf Ackerflächen stehen Landwirten eine Vielzahl an Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Verfügung, um den organischen C-Gehalt im Boden zu steigern bzw. je nach standörtlichen Voraussetzungen zu erhalten (Jarecki und Lal 2003; Freibauer et al. 2004; Singh et al. 2018; Paustian et al. 2019; Kögel-Knabner et al. 2022). Eine Steigerung der Humusgehalte wird dabei entweder durch eine Erhöhung des C-Eintrags oder durch eine Verringerung des C-Verlusts realisiert.

Jarecki und Lal (2003) sowie Pimentel et al. (2005) konnten zeigen, dass die Humusgehalt von Böden unter einfachen Fruchtfolgen im Vergleich zu diversen Fruchtfolgen, welche Zwischenfrüchte, Leguminosen und Futterpflanzen teils auch im mehrjährigen Anbau, beinhalten, grundsätzlich geringer sind. Die Integration von Zwischenfrüchten kann Zeiten, in denen auf der Fläche keine NPP stattfinden würde, effektiv nutzen und über eine Steigerung des C-Eintrags zu einer weiteren Humusanreicherung führen (Lugato et al. 2014; Poeplau und Don 2015; Jian et al. 2020; Seitz et al. 2022). Für rückläufige Humusgehalte in Bayern und Belgien wurde u.a. der verstärkte Anbau von Hackfrüchten und Mais und damit verbunden die geringeren Anteile an Getreide, Raps und Futterpflanzen in der Fruchtfolge verantwortlich gemacht (Goidts und van Wesemael 2007; Capriel 2013; Wiesmeier und Burmeister 2022). Die Rückführung von entzogener Biomasse in Form von organischen Düngern bzw. der zusätzliche C-Eintrag über diese ist essentiell für den Humuserhalt und Humusaufbau, was in weltweiten Langzeitbeobachtungen (Bolinder et al. 2020) und auch z.B. in Bayern und Belgien (Goidts und van Wesemael 2007; Capriel 2013; Wiesmeier und Burmeister 2022) bestätigt wurde.

Pfluglose oder reduzierte Bodenbearbeitungssysteme werden oftmals als weitere humusaufbauende Maßnahmen diskutiert, da die Bodenstruktur weniger stark gestört wird und in Folge die Mineralisierung der in den Aggregaten geschützten OBS möglicherweise verringert ist (Six et al. 2002; Bailey et al. 2019; Paustian et al. 2019). Eine Vielzahl von Dauerversuchen und darauf basierenden Metastudien hat allerdings gezeigt, dass sich aufgrund der erhöhten Bodenruhe insgesamt Humus zwar oberflächennah innerhalb der ersten 10 cm anreichert, darunter die Humusgehalte im Vergleich zu wendender Bodenbearbeitung aber geringer sind (Baker et al. 2007; Hermle et al. 2008; Luo et al. 2010; Kaiser et al. 2014; Powlson et al. 2014; Krauss et al. 2022). In Summe ergeben sich daher auch nach jahrzehntelanger Betrachtung in den meisten Fällen keine signifikanten Veränderungen der C_{org} -Vorräte im Vergleich zu wendenden Bodenbearbeitungssystemen mit dem Pflug, es erfolgt lediglich eine vertikale Umverteilung von C_{org} innerhalb des Oberbodens.

Vergleicht man die Humusgehalte ökologisch bewirtschafteter Flächen mit den Humusgehalten konventionell bewirtschafteter Flächen zeigt sich, dass sich unter ökologischer Bewirtschaftung mehr Humus anreichert (Leifeld und Fuhrer 2010; Gattinger et al. 2012; García-Palacios et al. 2018). Die oben beschriebenen Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Anreicherung von Humus wie organische Düngung, vielfältige Fruchtfolgen mit Leguminosen und Futterpflanzen teils auch im mehrjährigen Anbau und der Integration von Zwischenfrüchten, sind in vielen Fällen fest in den Grundsätzen des ökologischen Landbaus verankert. Damit soll die nachhaltige Produktion hochwertiger Nahrungsmittel, bei gleichzeitigem Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und der Generierung akzeptabler Erträge gewährleistet werden (Leifeld und Fuhrer 2010). Auch Unterschiede im N-Gehalt und damit der Abbaubarkeit der ober- und unterirdischen OS (García-Palacios et al. 2018; Kauer et al. 2021), der Menge an Wurzelbiomasse (Hirte et al. 2021) oder eine veränderten Mikroorganismenzusammensetzung (Esperschütz et al. 2007) könnten Gründe für die höhere Humusgehalte von ökologisch bewirtschafteten Flächen sein.

4 Material und Methoden

4.1 Auswahl der Standorte

Die Auswahl der konventionell und ökologisch bewirtschafteten Ackerschläge wurde nach folgenden Kriterien vorgenommen:

- langjährige Bewirtschaftung nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis, keine „Extreme“ hinsichtlich Fruchtfolge, organische Düngung, Viehbesatz etc.
- langjährige (> 10 Jahre) ökologische Bewirtschaftung
- viehhaltende und viehlose Betriebe
- keine Erosionsflächen
- Grundwasserferne Standorte
- Grundbodenbearbeitung mit Pflug
- breites Spektrum an Bodenarten

Die ursprüngliche Auswahl der Betriebe wurde für die erste Beprobungsserie (2001 – 2008) von den Sachgebieten Agrarökologie und Boden bei den Ämtern für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten getroffen. Die Aktualisierung der standorttypischen Humusgehalte basiert auf der Zweitbeprobung dieser Standorte zwischen 2011 und 2018, wobei jeweils der 10-jährige Zeitraum vor der zweiten Probenahme in Bezug auf die Gültigkeit der genannten Auswahlkriterien überprüft wurde. Sollte ein Betrieb also beispielsweise zwischen der ersten und zweiten Probenahme eine pfluglose Bewirtschaftung auf der zu beprobenden Fläche etabliert haben, ging diese Fläche nicht in die Auswertung mit ein.

Eine weitere Reduktion des ursprünglichen Datensatzes ist darin begründet, dass einige Flächen aus der ersten Beprobungsserie für eine wiederholte Beprobung aufgrund von Überbauung nicht mehr zur Verfügung standen.

Im Vergleich zur Veröffentlichung der standorttypischen Humusgehalten bayerischer Ackerböden von Capriel (2010) wurde in der vorliegenden Arbeit auf die Aufnahme der Standorte des bayerischen Bodendauerbeobachtungsprogramms (BDF) verzichtet. Der Hintergrund ist, dass sich das Beprobungsschema der BDF deutlich von dem der HDB unterscheidet (Treisch und Burmeister 2022).

Unter Beachtung des Beprobungsschemas (Abbildung 2) und nach Prüfung und Reduzierung des Datensatzes nach dem oben beschriebenen Vorgehen, konnten 1408 Teilflächen von insgesamt 283 Standorte, wobei davon 68 Standorte seit mindestens 10 Jahren ökologisch bewirtschaftet wurden, in die spätere Auswertung eingehen.

4.2 Bodenprobenahme

Die Probenahme erfolgte in der Regel zwischen Februar und April vor Ausbringung mineralischer oder organischer Dünger bzw. frühestens vier Wochen danach. Eine Darstellung des Beprobungsschemas ist Abbildung 2 zu entnehmen. Pro Standort wurden fünf kreisförmige Teilflächen mit einer Größe von ca. 7 m² für die Tiefenstufe 0-15 cm beprobt. In jeder Teilfläche wurden 6 Einzelproben bestehend aus einer Mischprobe von 15 Einstichen entnommen. Der Mittelpunkt der einzelnen Teilflächen wurde per GPS eingemessen und zusätzlich mit einem Magneten zur genaueren Wiederfindung bei wiederholter Beprobung markiert. Die Teilflächen der einzelnen Standorte können für die Ausweisung der

Spannweiten als eigenständige Flächen angesehen werden, da beispielsweise die Texturmessungen aus der ersten Beprobungsserie heterogene Verhältnisse zeigen. Die Probenahmen wurden von den Sachgebieten Agrarökologie und Boden bei den Ämtern für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten durchgeführt.

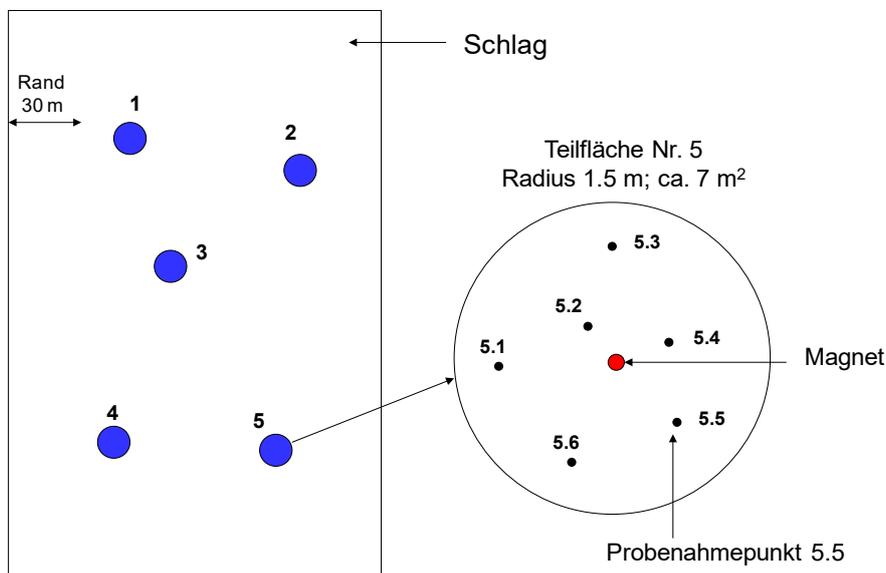


Abbildung 2: Beprobungsschema der Bodenprobenahme der Humusdatenbank

4.3 Bodenanalytik

Im bodenanalytischen Labor des Instituts für Agrarökologie und Biologischen Landbau in Freising wurden die Proben zur Bestimmung der Humusparameter auf 2 mm gesiebt, wobei Steine und frische pflanzliche Reste mit einer Größe > 2 mm entfernt und die Proben anschließend auf 0,2 mm vermahlen wurden. Als nächstes wurden der Gesamtkohlenstoff (C_t), der anorganische bzw. Carbonat-Kohlenstoff (C_{Carbonat}), der Gesamtstickstoff (N_t) und der pH-Wert bestimmt. Die Bestimmung des C_t und N_t erfolgte simultan mittels Elementaranalyse (Dumas Methode; Gerät: Vario EL Cube, Elementar, Deutschland; DIN ISO 10694:1995 und DIN ISO 13878:1998). C_{Carbonat} wurde gasvolumetrisch nach Scheibler bestimmt (VDLUFA Methodenbuch, BAND I, 1991). Die Berechnung des C_{org} erfolgte durch das Subtrahieren des C_{Carbonat} vom C_t . Das Verhältnis von C_{org} zu N_t ergibt das C_{org}/N_t Verhältnis, ein Indikator für die Humusqualität. Der pH-Wert des Bodens wurde in 0,01 M CaCl_2 -Lösung in einem Boden-Lösungsverhältnis von 1:25 (g/ml) gemessen.

Bei Erstbeprobung der Flächen zwischen 2001 und 2008 wurde neben den genannten Humusparameter auch eine Texturbestimmung (Anteile von Ton, Schluff und Sand) nach DIN ISO 11277 durchgeführt. Die Einteilung der Bodenartengruppen in Abhängigkeit des Ton- und Schluffgehalts ist Tabelle 1 zu entnehmen.

Tabelle 1: Bodenarteneinteilung nach Ton- und Schluffgehalt

Bodenartgruppe	Ton in %	Schluff in %	
Sand	< 5	< 10	leichte Böden
Schwach lehmiger Sand	5 - 12	< 50	
stark lehmiger Sand	12 - 17	< 50	mittlere Böden
sandiger Lehm	17 - 25	< 50	
schluffiger Lehm	< 25	> 50	
schwach toniger Lehm	25 - 35	nicht maßgeblich	schwere Böden
toniger Lehm	35 - 45		
lehmiger Ton	45 - 65		

4.4 Aufbereitung der Bewirtschaftungsdaten

Mittels Probenbegleitscheinen wurde von den jeweiligen Flächenbewirtschaftern die Bewirtschaftung mindestens 10 Jahre vor jeder Beprobung erfragt. Hierbei wurden Fruchtfolgeinformationen zur Wirtschaftsweise, den Hauptfrüchten, den Zwischenfrüchten, der organischen Düngung und der Bodenbearbeitung übermittelt. Da die Güte der übermittelten Daten bezüglich ihrer Vollständigkeit und Genauigkeit von Betrieb zu Betrieb unterschiedlich waren, wurden einige Lücken soweit möglich durch Nachfrage bei den Flächenbewirtschaftern gefüllt. Anschließend wurden die Bewirtschaftungsdaten aufbereitet. Im Zuge dessen wurden Klassen der Anbauhäufigkeit innerhalb der letzten 10 Jahre vor der Zweitbeprobung bzw. die Intensität der organischen Düngung gebildet. Dabei wurde die Anbauhäufigkeit von Hackfrüchten wie Kartoffel, Zuckerrüben oder verschiedenen Gemüsekulturen und von Mais in die Klassen „0 %, 10-20 %, 30-40 % und > 40 %“ unterteilt. Im Hinblick auf die organische Düngung konnten aus den zur Verfügung stehenden Bewirtschaftungsdaten oftmals keine absoluten Mengen ermittelt werden. Es konnte jedoch die Häufigkeit klassifiziert werden. Unter der Annahme einer praxisüblichen Düngemenge der angegebenen Düngerart zur jeweiligen Kultur und dem jeweiligen Düngetermin konnte dadurch eine Annahme zur Intensität der organischen Düngung getroffen werden. Die Einteilung erfolgte in die Intensitäten „keine, wenig, viel und sehr viel“ organische Düngung innerhalb der letzten 10 Jahre vor der Zweitbeprobung. Hinsichtlich mehrjährigem Klee gras erfolgte lediglich eine Einteilung in die Klassen mit und ohne Klee gras. Neben Klee gras floss in diese Klasse jedoch auch der Anbau von mehrjährigem Feldfutter wie Acker gras oder Luzerne mit ein.

4.5 Klimadaten

Die langjährige mittlere Jahrestemperatur und die langjährige mittlere Niederschlagssumme wurden für jeden Standort aus frei zur Verfügung stehenden Rasterdatensätzen (1x1 km) des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2021a; DWD 2021b) berechnet. Herangezogen wurde der Zeitraum 1991 – 2020. In die Mittelwertberechnung liefen jeweils 10 – 14 Rasterwerte aus einem Umkreis von 2 km um die mittlere Koordinate des Standortes ein, um den Einfluss etwaiger Messfehler oder Ausreiser zu minimieren.

4.6 Statistische Analysen

Die Quantil-Berechnung zur Erstellung der Spannweiten erfolgte mit R-Studio (Version 1.4.1106). Auch zur Erstellung der Boxplots und der Spannweiten wurde selbiges

Programm genutzt. Auf die Bereinigung des Datensatzes auf Ausreißer wurde bewusst verzichtet, da durch die in Kapitel 4.1 beschriebene Vorauswahl der Betriebe und in Kapitel 4.4 beschriebene Aufbereitung der Bewirtschaftungsdaten mögliche Faktoren, welche zu Ausreißern führen, bereits ausgeschlossen wurden.

Die Erstellung der Korrelationsmatrix erfolgte mit dem Package „corrplot“ (Version 0.92). Hierfür wurden die Spearman-Korrelationen berechnet. Das multiple lineare Modell wurde mit dem Package „lme4“ (Version 1.1-30) berechnet. Mit dem Package „car“ (Version 3.1-0) wurden die Varianzinflationsfaktoren (VIF) der Variablen des multiplen linearen Modells zur Untersuchung auf Multikollinearität der enthaltenen Variablen berechnet.

Die Untersuchung auf signifikante Unterschiede zwischen verschiedenen Gruppen in den abgebildeten Boxplots wurde mittels des parameterfreien Wilcoxon-Mann-Whitney-Test durchgeführt mit einem Standardsignifikanzniveau von $\alpha = 0,05$.

5 Ergebnisse

5.1 Einfluss von Standort und Bewirtschaftungsfaktoren auf Humuskennwerte

5.1.1 Korrelationsanalyse der Standortfaktoren, Bewirtschaftungsfaktoren und Humuskennwerte

Zur Untersuchung der Beziehungen zwischen den Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren sowie der Humuskennwerte wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Die daraus resultierte Korrelationsmatrix ist Abbildung 3 zu entnehmen.

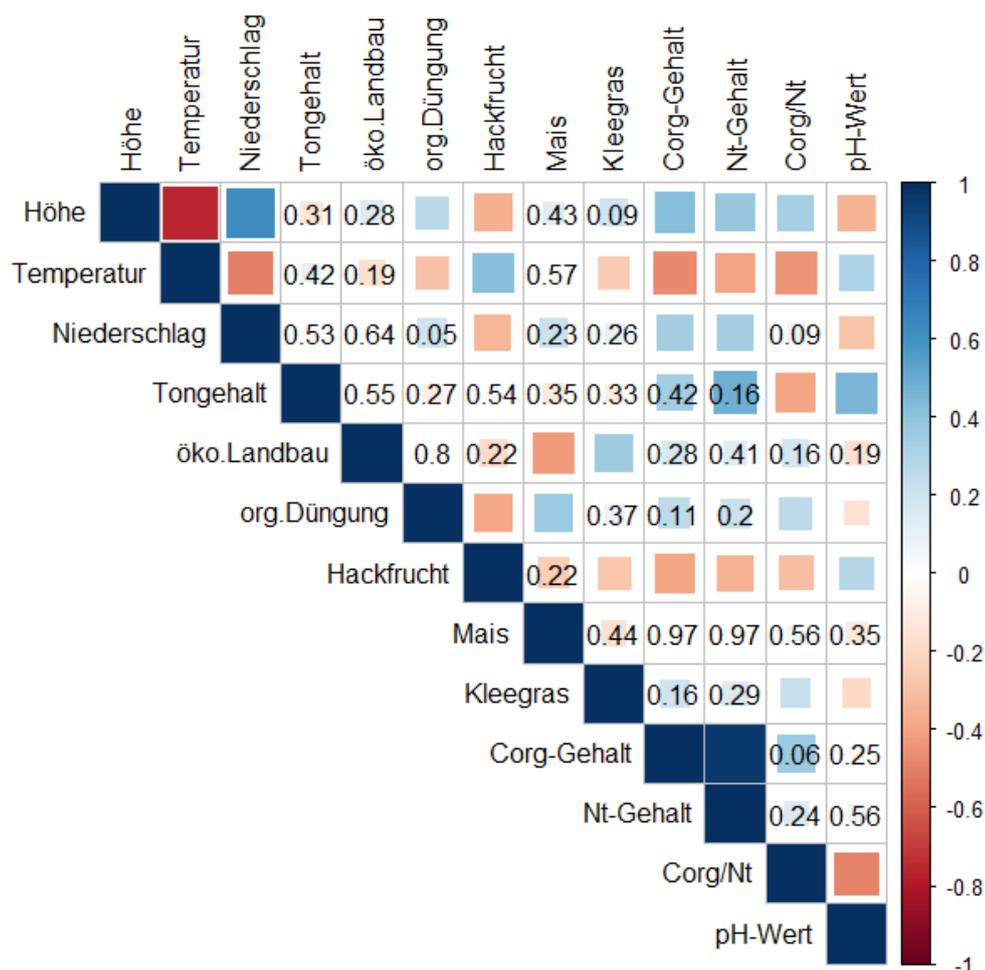


Abbildung 3: Spearman-Korrelationsmatrix: Die Zahlen innerhalb der Matrix geben die Signifikanz der Korrelation anhand eines p -Wertes ($\alpha = 0,05$) an; Anhand der Farbskala wird die Richtung und Stärke der Korrelation angegeben

Es zeigte sich, dass die Höhenlage sowohl signifikant negativ (- 0,76) mit der mittleren Jahrestemperatur als auch signifikant positiv (0,62) mit der mittleren Jahresniederschlagssumme korreliert. Des Weiteren korrelierte die mittlere Jahrestemperatur signifikant negativ (- 0,51) mit der mittleren Jahresniederschlagssumme.

Neben den Korrelationen zwischen den Standortfaktoren Höhenlage, mittlerer Jahrestemperatur und mittlerer Jahresniederschlagssumme zeigte sich, dass die Höhenlage signifikant

positiv mit den Humusparametern C_{org} , N_t und C_{org}/N_t korrelierte (0,42, 0,38, 0,34). Zwischen der mittleren Jahrestemperatur und den untersuchten Humusparametern (- 0,48, - 0,40, - 0,44) bestand hingegen ein negativer Zusammenhang. Der Zusammenhang zwischen der mittleren Jahresniederschlagssumme und C_{org} war signifikant positiv (0,34). Auch N_t war signifikant positiv mit der mittleren Jahresniederschlagssumme (0,35) korreliert.

Ebenfalls ist erwähnenswert, dass der Anteil von Hackfrüchten in der Fruchtfolge signifikant negativ mit C_{org} , N_t und C_{org}/N_t korrelierte (- 0,39, - 0,34, - 0,31). Des Weiteren korrelierte der Hackfruchtanteil signifikant negativ mit der Höhenlage, dem mittleren Jahresniederschlag und der organischen Düngung (- 0,36, - 0,33, - 0,38). Eine signifikant positive Wechselbeziehung herrschte hingegen zwischen dem Hackfruchtanteil und der mittleren Jahrestemperatur (0,42). Zwischen dem Maisanbau und der organischen Düngung bestand ein signifikant positiver Zusammenhang (0,37). Die ökologische Bewirtschaftung korrelierte signifikant negativ mit dem Maisanbau (- 0,43) und signifikant positiv mit dem Anbau von mehrjährigem Feldfutter wie z.B. Klee gras (0,35).

5.1.2 Gemischtes Lineares Modell

Um den Einfluss der Standortfaktoren sowie der Bewirtschaftung auf C_{org} zu untersuchen, wurde anhand des Datensatzes ein gemischtes lineares Modell berechnet. Im Zuge der Auswertung des Datensatzes zeigte sich wie in Kapitel 5.1.1 beschrieben, dass eine signifikante, positive Korrelation der Höhenlage mit dem langjährigen Jahresniederschlagsmittel und eine signifikante, negative Korrelation der Höhenlage mit der langjährigen mittleren Jahrestemperatur besteht. Auf Basis dieser Korrelationen wurde wie schon von Capriel (2010) die Höhenlage als Klimavariablen gewählt. Nach Prüfung der Eignung der Teilflächen aus der zweiten Probenahmeserie (2011 – 2018) nach den in Kapitel 4.4 beschriebenen Auswahlkriterien verblieben für die Berechnung eines gemischten linearen Modells zur Abschätzung der den Humusgehalt beeinflussenden Faktoren 1408 Teilflächen von 283 Standorten. Die statistischen Parameter zu den untersuchten Humuskennwerten C_{org} , N_t , C_{org}/N_t und zusätzlich zu pH sind in Tabelle 2 dargestellt. Der mittlere C_{org} -Gehalt in 0-15 cm beträgt 1,62 %. Der N_t -Gehalt beträgt im Mittel 0,167 %. Das mittlere C_{org}/N_t -Verhältnis liegt über die analysierten 1408 Teilflächen hinweg bei 9,7 und der pH-Wert bei 6,5. Aufgrund der ähnlichen Mittelwerte und Mediane der jeweiligen Variablen und der Histogramme (nicht abgebildet) wurde eine Normalverteilung angenommen.

Tabelle 2: Statistische Parameter der untersuchten Variablen (n = Anzahl; SD = Standardabweichung; Min = Minimum; Max = Maximum)

Parameter	n	Mittel	SD	Min	Median	Max
C_{org} in %	1408	1,62	0,55	0,38	1,54	4,16
N_t in %		0,167	0,053	0,037	0,160	0,443
C_{org}/N_t		9,7	0,9	6,7	9,7	15,2
pH		6,5	0,6	4,2	6,5	8,1

Als zufälliger Effekt wurde der Schlag in das Modell aufgenommen. Die Variationsinflationsfaktoren der Variablen betrug maximal 1,44. Damit liegt keine Multikollinearität vor.

Der Tongehalt ($p < 2 * e^{-16}$) und die Höhenlage ($p < 2 * e^{-16}$) hatten als wesentliche Standortfaktoren einen hochsignifikant positiven Einfluss auf C_{org} . Hinsichtlich der Bewirtschaftungsdaten zeigte das Modell, dass sich der Anteil von Hackfrüchten in der Fruchtfolge (p

= 0,00587) signifikant negativ auf die C_{org} -Gehalte auswirkte. Im Gegensatz dazu wirkte sich der Kleegrasanbau ($p = 0,07429$) und die Ausbringung organischer Dünger ($p = 0,05401$) positiv auf die C_{org} -Gehalte aus. Der Maisanbau hatte keinen signifikanten Einfluss auf den C_{org} -Gehalt ($p = 0,10953$).

Aus dem Modell ergibt sich folgende Regressionsgleichung:

$$C_{\text{org}} = 0,09292 + 0,02332 * \text{Tongehalt} + 0,00241 * \text{Höhe} - 0,07396 \\ * \text{Hackfrucht} - 0,03648 * \text{Mais} + 0,1284 * \text{Kleegras} + 0,04623 \\ * \text{org. Düngung}$$

Die Regressionsgleichung ist jedoch nicht direkt für eine Ableitung des C_{org} -Gehalts geeignet, da die Bewirtschaftungsdaten (Hackfruchtanbau, Maisanbau Kleegrasanbau und organische Düngung) wie in Kapitel 4.4 beschrieben nicht kontinuierlich skaliert sind.

5.1.3 Einfluss der Bodenart auf Humuskennwerte von Ackerböden in Bayern

Der Einfluss der Bodenart auf die Humuskennwerte C_{org} , N_{t} und $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ ist in den Abbildungen 4 bis 6 veranschaulicht. Abbildung 4 lässt einen Trend von höheren C_{org} -Gehalten bei höheren Tongehalten erkennen, welcher teils statistisch signifikant ist. Erwähnenswert ist, dass der C_{org} -Gehalt in der Bodenart schluffiger Lehm signifikant niedriger als in den Bodenarten stark lehmiger Sand und sandiger Lehm war, obwohl der Schluffgehalt der Gruppe schluffiger Lehm im Vergleich zu den beiden genannten Bodenartengruppen höher ist. Analog zu den C_{org} -Gehalten verhalten sich die N_{t} -Gehalte (Abbildung 5). Hierbei lässt sich ebenfalls ein Trend mit höheren N_{t} -Gehalten bei höheren Tongehalten erkennen, was durch einige signifikante Unterschiede zwischen den Bodenartengruppen bestätigt wurde. Wie zuvor beim C_{org} fiel auch bei N_{t} die Bodenart schluffiger Lehm mit verhältnismäßig niedrigeren N_{t} -Gehalten auf. Das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis (Abbildung 6) nahm mit dem Tongehalt ab. Die Bodenart schluffiger Lehm fiel hier wieder aus der Reihung. Zudem ließen sich die Bodenarten lehmiger Ton, toniger Lehm, schwach toniger Lehm und schluffiger Lehm statistisch nicht voneinander unterscheiden. Es war jedoch ein signifikanter Unterschied mit höheren $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnissen zu den verbleibenden Bodenarten mit Tongehalten von $< 25\%$ und Schluffgehalten von $< 50\%$ erkennbar. Des Weiteren war hier der Trend zu höheren $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnissen bei geringeren Tongehalten mit signifikanten Unterschieden zwischen einigen Bodenarten deutlicher ausgeprägt.

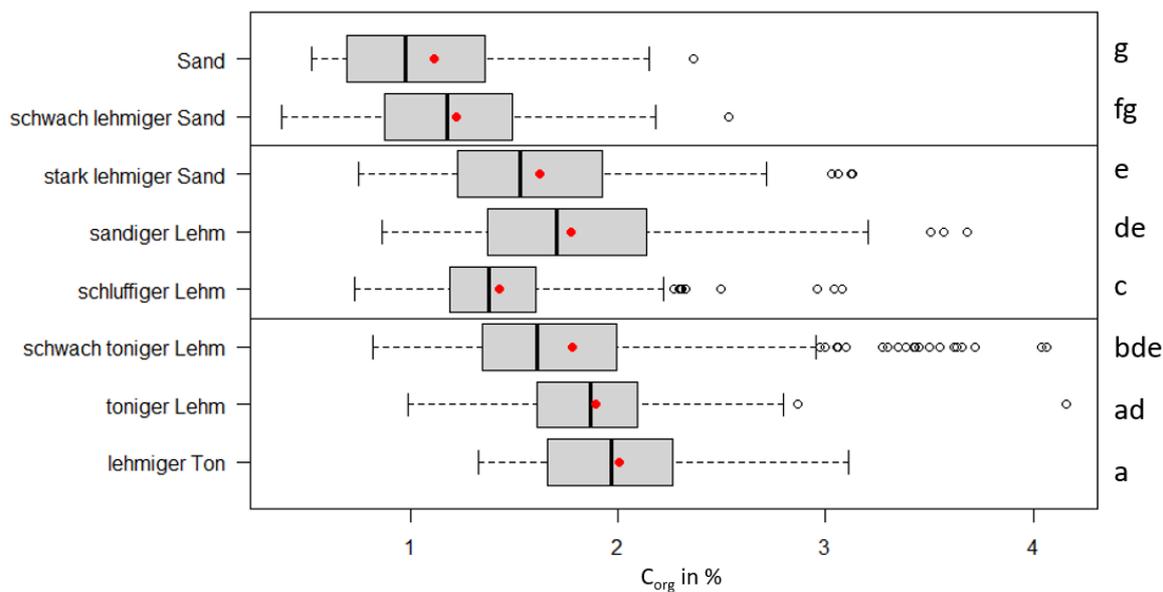


Abbildung 4: C_{org}-Gehalte bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit der Bodenart (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben am rechten Rand markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$)

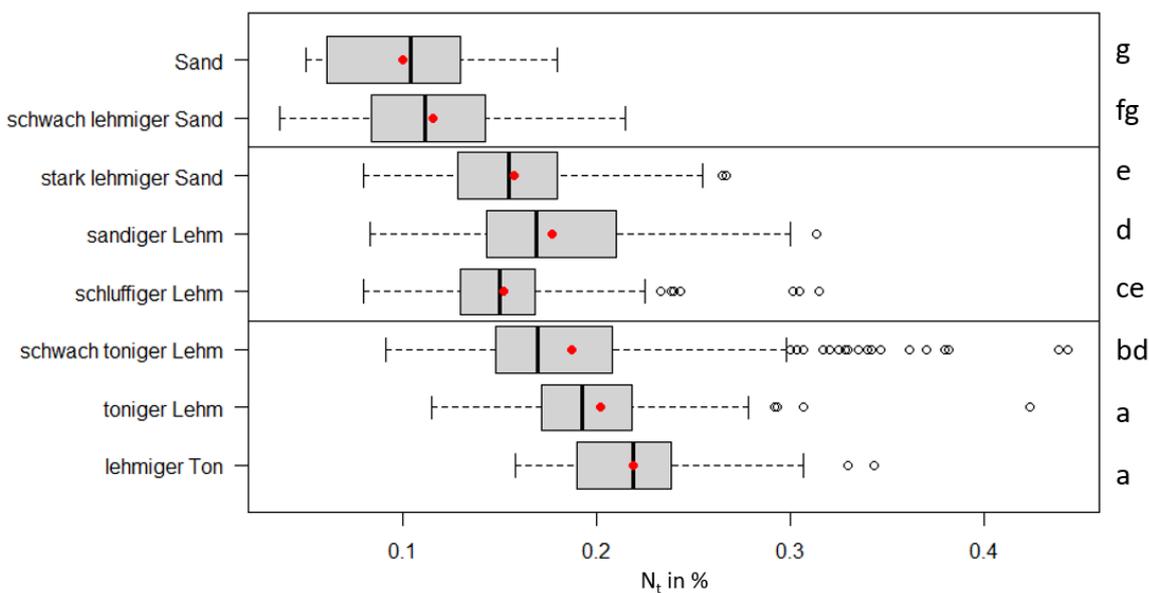


Abbildung 5: N_t-Gehalte bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit der Bodenart (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben am rechten Rand markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$)

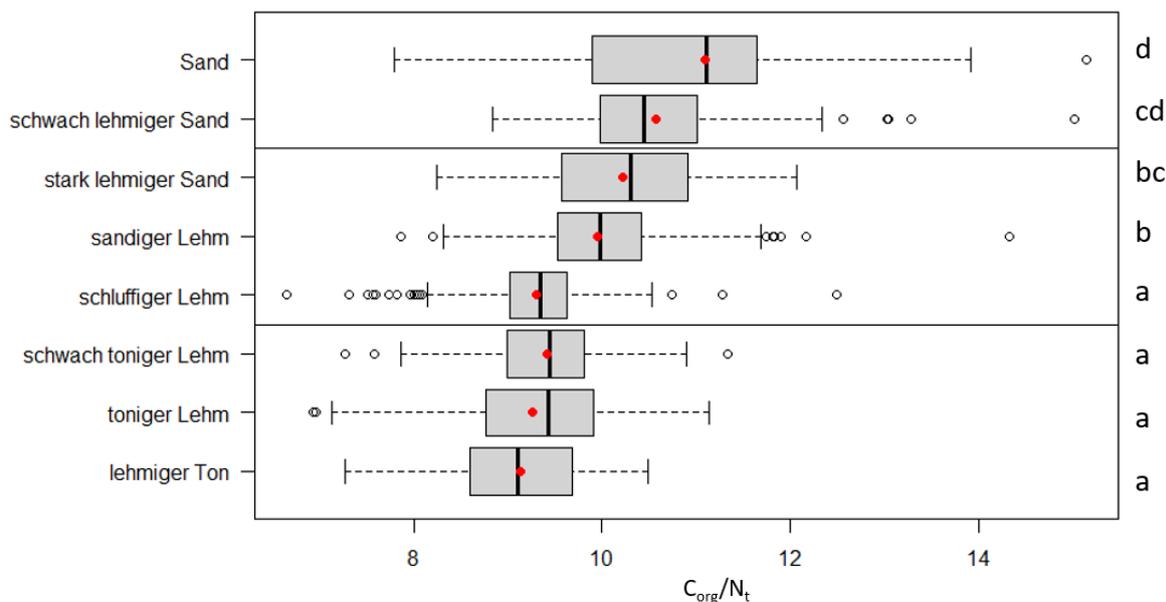


Abbildung 6: C_{org}/N_t -Verhältnis bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit der Bodenart (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben am rechten Rand markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$)

Die Mittelwerte und Standardabweichungen der in den Abbildungen 4 bis 6 dargestellten Boxplots sind Tabelle 3 zu entnehmen. Ebenfalls ist die Anzahl der in der jeweiligen Bodenartengruppen enthaltenen Teilflächen aufgeführt.

Tabelle 3: Mittelwert und Standardabweichung SD von C_{org} , N_t und C_{org}/N_t in Abhängigkeit der Bodenartgruppe

Bodenartgruppe	n	C_{org} in %		N_t in %		C_{org}/N_t	
		Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD
Sand	36	1,11	0,49	0,100	0,038	11,1	1,6
schwach lehmiger Sand	136	1,22	0,42	0,115	0,038	10,6	1,0
stark sandiger Lehm	137	1,62	0,52	0,158	0,042	10,2	0,9
sandiger Lehm	274	1,77	0,53	0,177	0,044	9,9	0,8
schluffiger Lehm	364	1,43	0,35	0,152	0,033	9,3	0,6
schwach toniger Lehm	307	1,78	0,63	0,187	0,061	9,4	0,6
toniger Lehm	88	1,89	0,47	0,202	0,045	9,3	1,0
lehmiger Ton	66	2,00	0,43	0,219	0,041	9,1	0,8
Summe 1408							

5.1.4 Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsfaktoren auf Humuskennwerte von Ackerböden in Bayern

Nachfolgend wird der Einfluss von Bewirtschaftungsfaktoren auf die Humuskennwerte C_{org} , N_t und C_{org}/N_t dargestellt. Die Einteilung der Bewirtschaftungsintensität erfolgte, wie bereits in Kapitel 4.4 erläutert, nach der Anbauhäufigkeit bzw. der Intensität der Maßnahme in den letzten 10 Jahren vor der Wiederbeprobung. Abbildung 7 zeigt den Einfluss des Hackfruchtanbaus auf die Humuskennwerte. Hierbei ist zu erkennen, dass sowohl C_{org} als auch N_t und C_{org}/N_t selbst bei einem geringen Hackfruchtanteil von 10-20 % signifikant niedriger waren als bei Fruchtfolgen ohne Hackfrüchte. Für C_{org} und C_{org}/N_t verstärkte sich diese Beobachtung mit erhöhtem Hackfruchtanteil. Auch für N_t waren die niedrigsten Gehalte bei einem Anteil von > 40 % festzustellen, wobei sich ein Hackfruchtanteil von 30-40 % nicht signifikant von 10-20 % und > 40 % unterschied. Bei einem Hackfruchtanteil von > 40 % war der N_t jedoch trotzdem signifikant niedriger als bei 10-20 %.

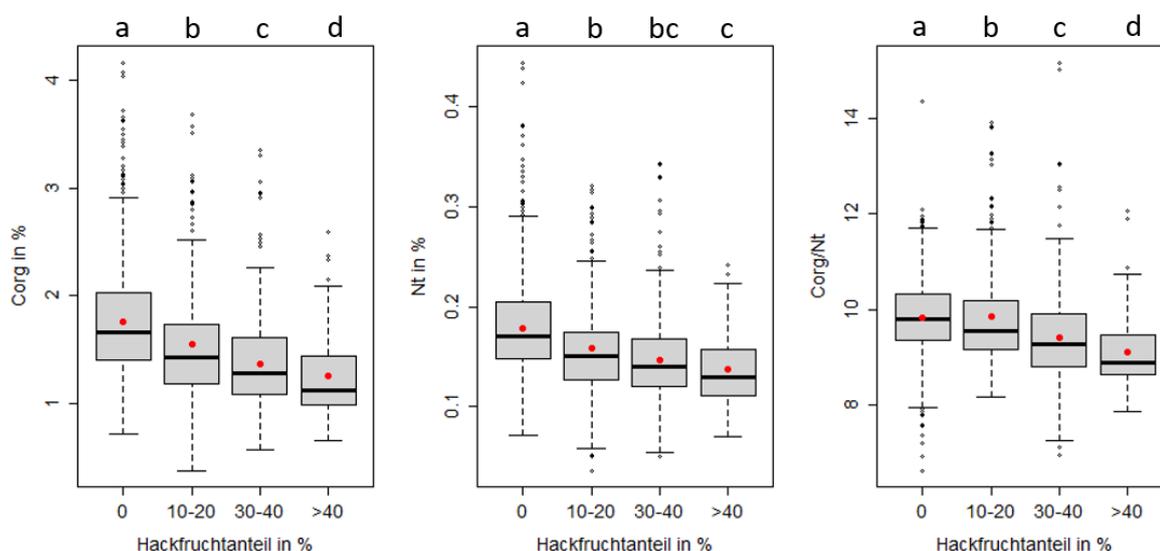


Abbildung 7: Humuskennwerte (C_{org} , N_t und C_{org}/N_t) von Ackerböden in Bayern in Abhängigkeit des Hackfruchtanteils im Zeitraum von 10 Jahren vor der Zweitbeprobung (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben oberhalb der Grafiken markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$)

Im Gegensatz zu dem identifizierten negativen Einfluss des Hackfruchtanbaus auf die beschriebenen Humuskennwerte wirkte sich der Anteil an Mais nicht negativ auf diese aus (Abbildung 8). Sowohl bei C_{org} als auch N_t waren keine signifikanten Unterschiede festzustellen. Lediglich beim C_{org}/N_t -Verhältnis konnte ein signifikanter Unterschied zwischen einem Maisanteil von 10-20 % und > 40 % festgestellt werden. Hierbei ist jedoch zu betonen, dass sich zwischen einem Maisanteil von > 40 % und einem fehlenden Maisanbau keine signifikanten Unterschiede im C_{org}/N_t zeigten.

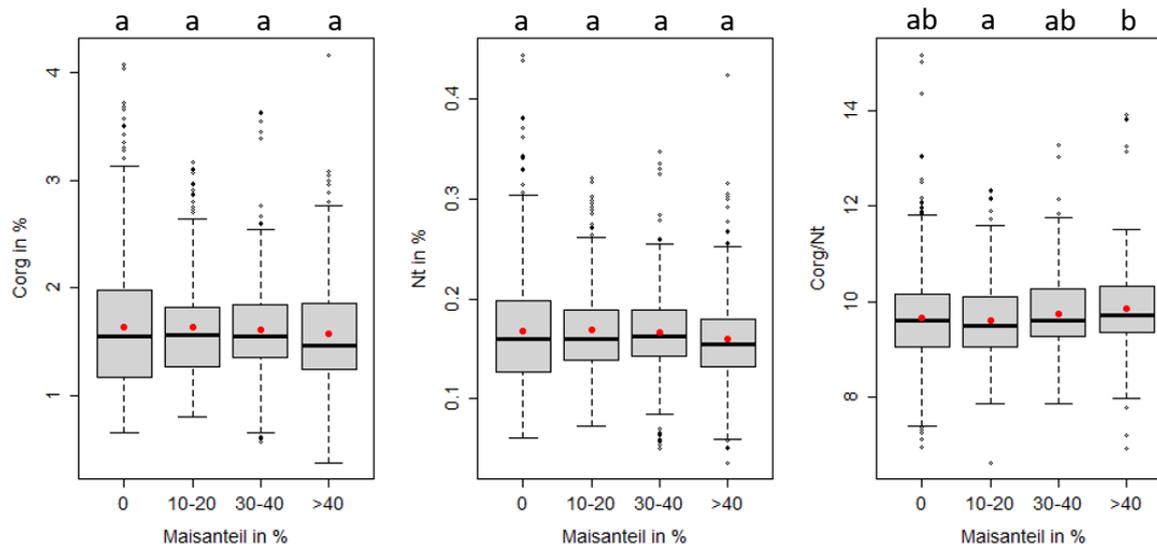


Abbildung 8: Humuskennwerte (C_{org} , N_t und C_{org}/N_t) von Ackerböden in Bayern in Abhängigkeit des Maisanteils im Zeitraum von 10 Jahren vor der Zweitbeprobung (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben oberhalb der Grafiken markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$)

Der Anbau von mehrjährigem Klee gras (oder auch Feldfutter wie Acker gras oder Luzerne) resultierte an den untersuchten Standorten in signifikant höheren Gehalten an C_{org} und N_t (Abbildung 9). Auch das C_{org}/N_t -Verhältnis war unter mehrjährigem Klee grasanbau signifikant höher (Abbildung 9).

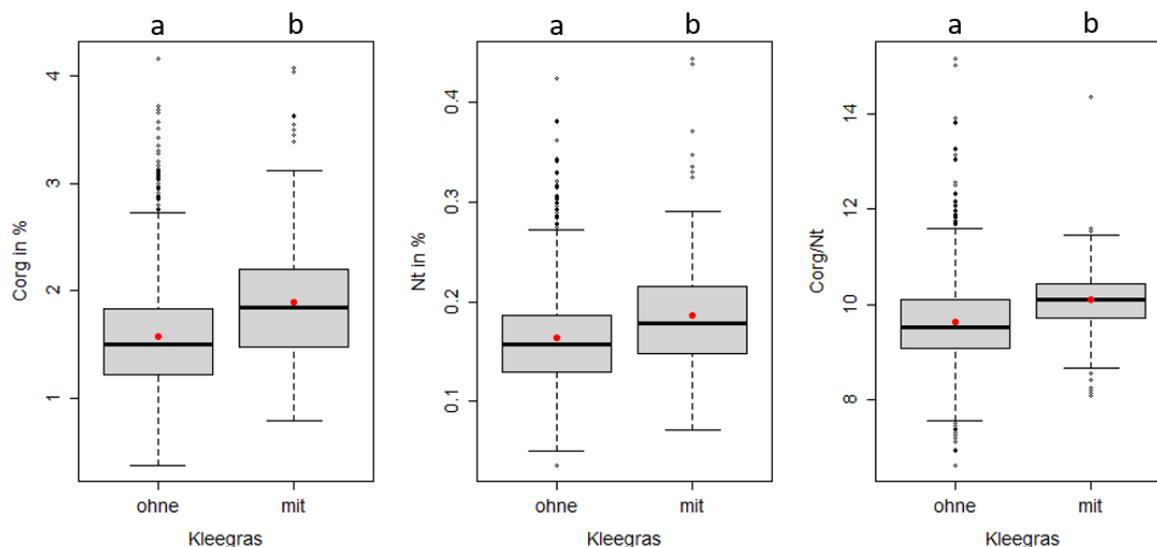


Abbildung 9: Humuskennwerte (C_{org} , N_t und C_{org}/N_t) von Ackerböden in Bayern in Abhängigkeit des mehrjährigen Klee grasanbaus im Zeitraum von 10 Jahren vor der Zweitbeprobung (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben oberhalb der Grafiken markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$)

Die Intensität der organischen Düngung wirkte sich positiv auf die C_{org} - und N_t -Gehalte sowie das C_{org}/N_t -Verhältnis aus (Abbildung 10). Bei C_{org} und C_{org}/N_t war dieser Effekt schon bei einer sehr geringen Intensität der organischen Düngung signifikant. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass neben den höchsten Gehalten an C_{org} und N_t auch die niedrigsten Gehalte in der Gruppe mit intensiver organischer Düngung zu finden waren.

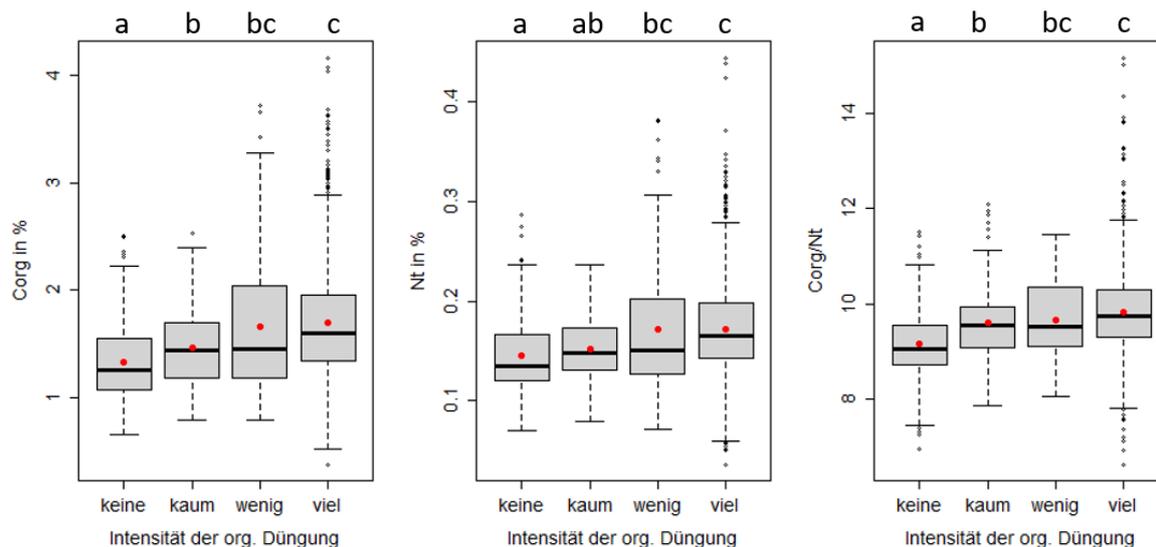


Abbildung 10: Humuskennwerte (C_{org} , N_t und C_{org}/N_t) von Ackerböden in Bayern in Abhängigkeit der organischen Düngeintensität im Zeitraum von 10 Jahren vor der Zweitbeprobung (rote Punkte: Mittelwerte; Buchstaben oberhalb der Grafiken markieren unterschiedliche Gruppen auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$)

Die Mittelwerte und Standardabweichung der in den Abbildungen 7 bis 10 dargestellten Boxplots sind Tabelle 4 zu entnehmen. Ebenfalls ist die Anzahl n der jeweiligen Bewirtschaftungsgruppen enthalten.

Tabelle 4: Mittelwert und Standardabweichung SD von C_{org} , N_t und C_{org}/N_t unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen in Abhängigkeit ihrer Häufigkeit bzw. Intensität innerhalb der letzten 10 Jahre vor der Beprobung

	Anteil (%) bzw. Intensität	n	C_{org} in %		N_t in %		C_{org}/N_t	
			Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD
Hackfrucht	0	863	1,76	0,52	0,178	0,050	9,8	0,8
	10 – 20	177	1,55	0,61	0,159	0,058	9,8	1,1
	30 – 40	248	1,37	0,46	0,147	0,051	9,4	1,1
	> 40	120	1,25	0,40	0,137	0,038	9,1	0,7
Mais	0	615	1,63	0,58	0,167	0,057	9,7	1,0
	10 – 20	314	1,63	0,48	0,169	0,045	9,6	0,8
	30 – 40	250	1,61	0,49	0,167	0,049	9,7	0,8
	> 40	229	1,57	0,57	0,160	0,055	9,8	0,9
Kleegras	ohne	1213	1,58	0,53	0,163	0,051	9,6	0,9
	mit	195	1,89	0,58	0,186	0,056	10,1	0,7
org. Düngung	keine	213	1,33	0,38	0,145	0,040	9,1	0,8
	kaum	92	1,47	0,40	0,152	0,033	9,6	0,8
	wenig	140	1,66	0,62	0,172	0,064	9,7	0,8
	viel	963	1,69	0,55	0,172	0,053	9,8	0,9

5.1.5 Humuskennwerte konventionell und ökologisch bewirtschafteter Ackerböden in Bayern

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Humuskennwerte unter ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung dargestellt. Von den 1408 Teilflächen, welche zur Auswertung zur Verfügung standen, wurden 1037 Teilflächen konventionell und 335 Teilflächen ökologisch bewirtschaftet.

Abbildung 11 bis 13 veranschaulichen die Gegenüberstellung von ökologischen und konventionellen Teilflächen für die Humusparameter C_{org} , N_t und C_{org}/N_t . Genauere Zahlen zu Mittelwert und Standardabweichung sind zusätzlich Tabelle 5 zu entnehmen. In der Bodenartgruppe „Sand“ standen keine ökologisch bewirtschafteten Flächen zur Erstellung einer eigenen Gruppe und Berechnung eines Mittelwerts zur Verfügung. Auf die Unterschiede in den Gehalten von C_{org} und N_t sowie im C_{org}/N_t -Verhältnis zwischen den Bodenartengruppen wird an dieser Stelle nicht eingegangen. Diese Unterschiede wurden bereits in Kapitel 5.1.3 dargestellt.

Die Ergebnisse in Abbildung 11 und 12 zeigen, dass der Mittelwert der ökologischen Teilflächen sowohl bei C_{org} als auch bei N_t in allen Bodenarten tendenziell über dem der konventionellen Flächen lag. Diese Unterschiede sind in allen untersuchten Bodenartgruppen signifikant. Gleichzeitig war das C_{org}/N_t -Verhältnis der ökologischen bewirtschafteten Teilflächen tendenziell höher als das der konventionell bewirtschafteten Teilflächen (Abbildung 13), wobei die Unterschiede auch hier in allen Bodenartgruppen signifikant waren.

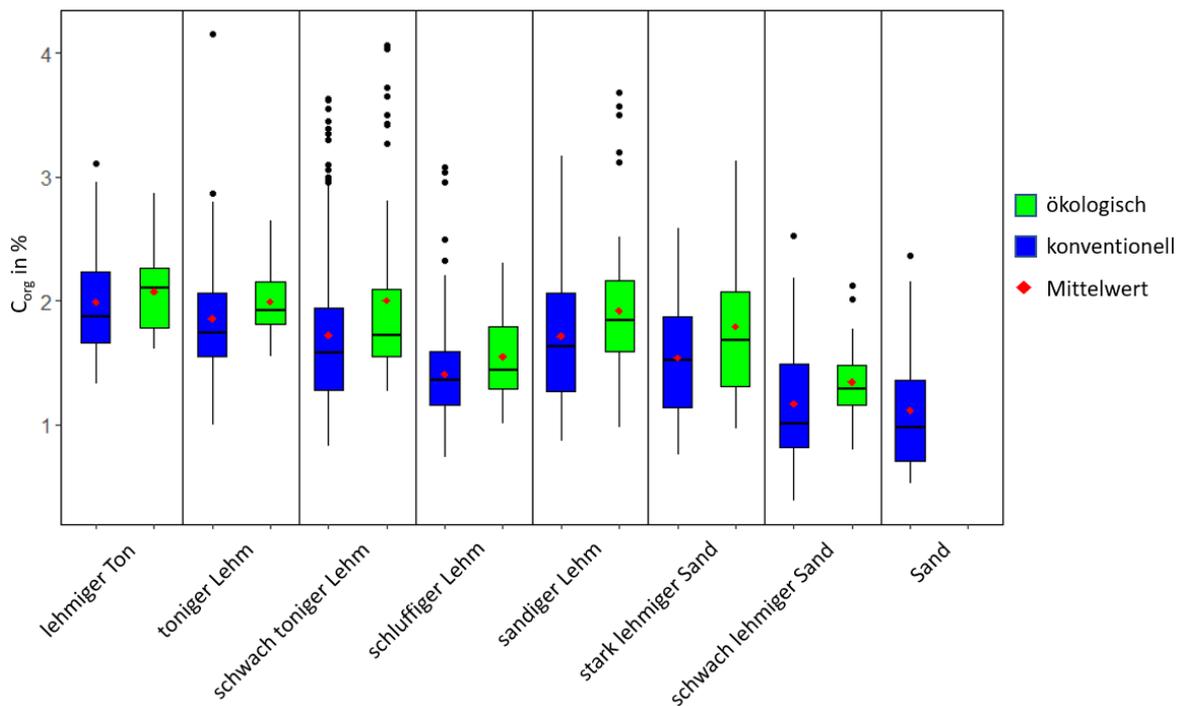


Abbildung 11: C_{org} -Gehalte ökologisch und konventionell bewirtschafteter Flächen in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenartgruppen

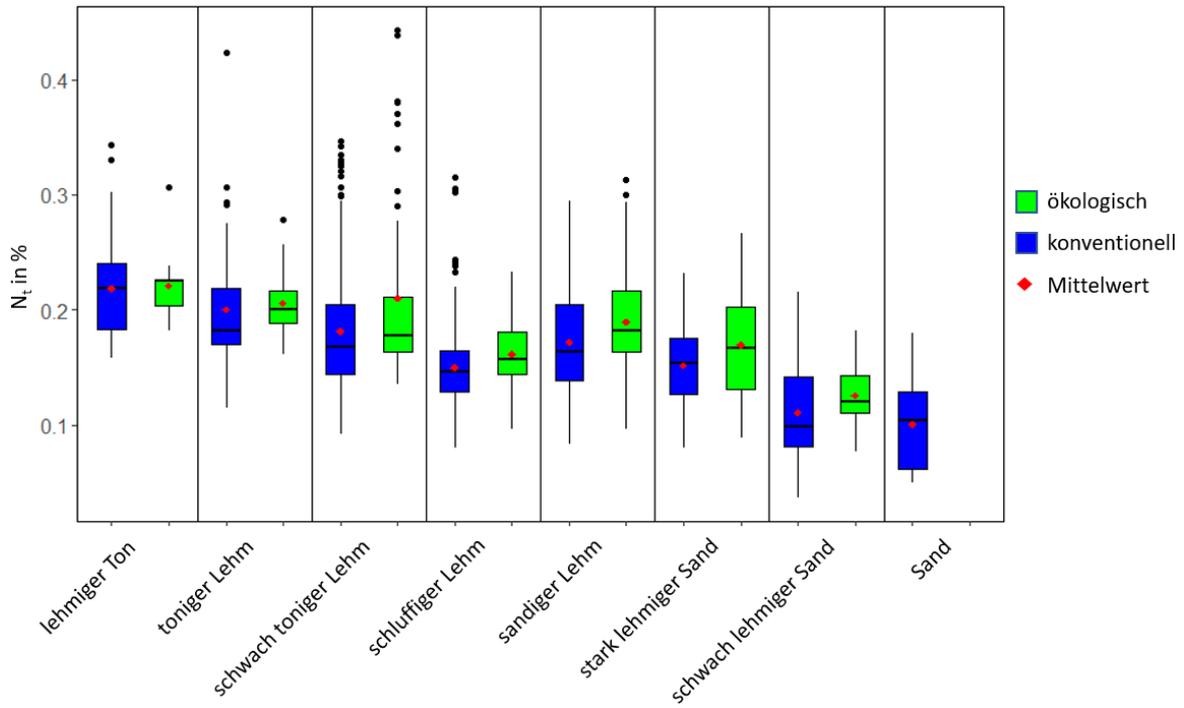


Abbildung 12: N_t -Gehalte ökologisch und konventionell bewirtschafteter Flächen in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenartgruppen

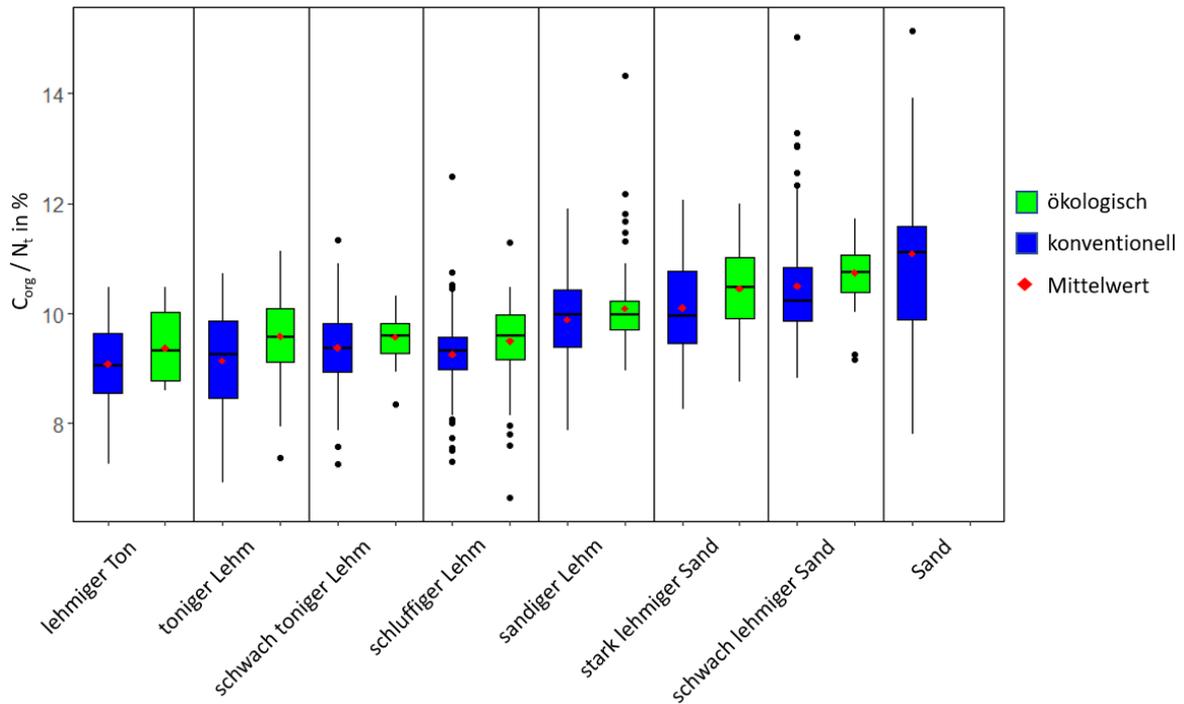


Abbildung 13: C_{org}/N_t -Verhältnisse ökologisch und konventionell bewirtschafteter Flächen in Abhängigkeit unterschiedlicher Bodenartgruppen

Tabelle 5: Mittelwert und Standardabweichung SD von C_{org} , N_t und C_{org}/N_t der ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen

Bodenartgruppe	Bewirtschaftungsweise	n	C_{org} in %		N_t in %		C_{org}/N_t	
			Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD
Sand	konv.	36	1,11	0,49	0,100	0,038	11,1	1,6
	ökol.	-	-	-	-	-	-	-
schwach lehmiger Sand	konv.	93	1,17	0,45	0,111	0,042	10,5	1,1
	ökol.	43	1,34	0,28	0,126	0,024	10,7	0,6
stark lehmiger Sand	konv.	91	1,54	0,45	0,152	0,037	10,1	0,9
	ökol.	46	1,79	0,61	0,170	0,048	10,5	0,8
sandiger Lehm	konv.	193	1,71	0,51	0,172	0,044	9,9	0,8
	ökol.	81	1,92	0,52	0,190	0,043	10,1	0,7
schluffiger Lehm	konv.	297	1,40	0,35	0,150	0,033	9,3	0,6
	ökol.	67	1,55	0,33	0,162	0,029	9,5	0,7
schwach toniger Lehm	konv.	247	1,72	0,59	0,182	0,055	9,4	0,7
	ökol.	60	2,00	0,74	0,210	0,078	9,6	0,4
toniger Lehm	konv.	63	1,86	0,53	0,200	0,050	9,1	1,0
	ökol.	25	1,99	0,26	0,206	0,027	9,6	0,9
lehmiger Ton	konv.	53	1,99	0,45	0,220	0,044	9,1	0,8
	ökol.	13	2,07	0,37	0,221	0,031	9,4	0,7
Summe 1408								

5.2 Standorttypische Humuskennwerte von Ackerböden in Bayern

Die Tabelle 6 zugrundeliegenden Daten zur Berechnung standorttypischer Spannweiten von C_{org} , N_t und C_{org}/N_t für Ackerböden in Bayern sind in den Abbildungen 14 bis 16 dargestellt. Sowohl für C_{org} als auch für N_t zeigte sich, dass bei höheren Tongehalten die Gehalte an C_{org} und N_t höher sind. Für mittlere und schwere Böden ist zudem zu erkennen, dass mit steigender Höhenlage der C_{org} - und N_t -Gehalt ebenfalls höher war. Gleiches ist auch für leichte Böden zu beobachten, wobei sich hier die Höhenlage 350-500 m nicht direkt zwischen den Höhenlagen < 350 m und > 500 m einordnete. Das Verhältnis von C_{org} zu N_t (Abbildung 16) war hingegen bei höheren Tongehalten geringer. Hinsichtlich der Höhenlage ist zu erkennen, dass innerhalb einer Bodenarteneinteilung mit steigender Höhenlage das C_{org}/N_t -Verhältnis höher war. Wie zuvor bei Betrachtung der C_{org} - und N_t -Gehalte reihte sich jedoch auch hier das C_{org}/N_t -Verhältnis der Höhenlage 350 m-500 m bei leichten Böden nicht zwischen die Höhenlagen < 350 m und > 500 m ein. Die Boxplots in Abbildung 14 bis 16 weisen in einigen Fällen Ausreißer auf. Diese wurden bewusst nicht aus dem Datensatz entfernt, da die für die Auswertung verwendeten Standorte aufgrund der zugrundeliegenden Bewirtschaftungsdaten im Vorfeld bezüglich der in Kapitel 4.1 beschriebenen Auswahlkriterien der konventionellen und ökologischen Betriebe geprüft wurden.

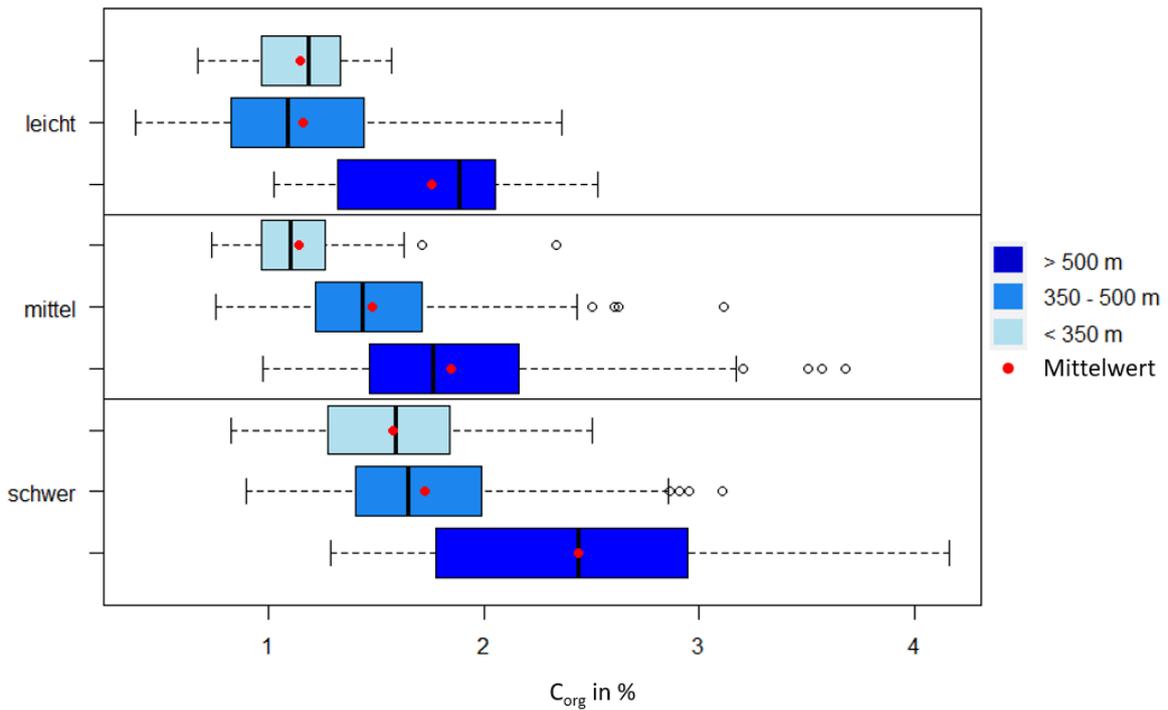


Abbildung 14: C_{org} -Gehalt bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit von der Bodenart und der Höhenlage

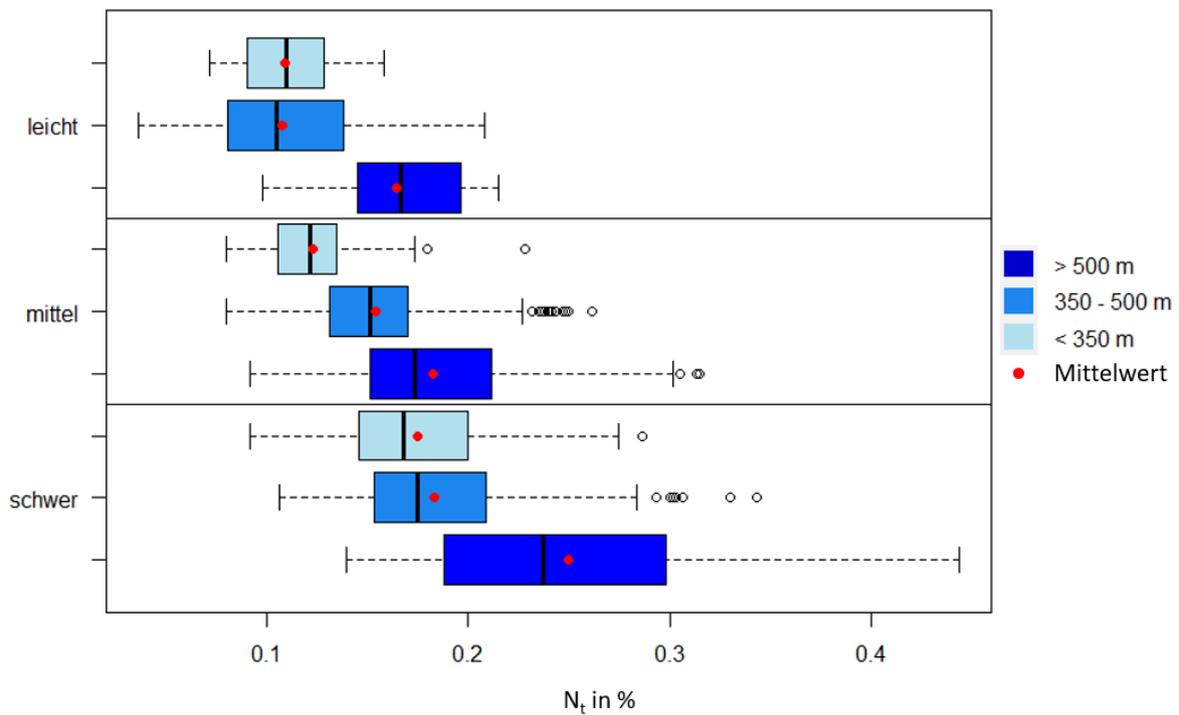


Abbildung 15: N_t -Gehalt bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit von der Bodenart und der Höhenlage

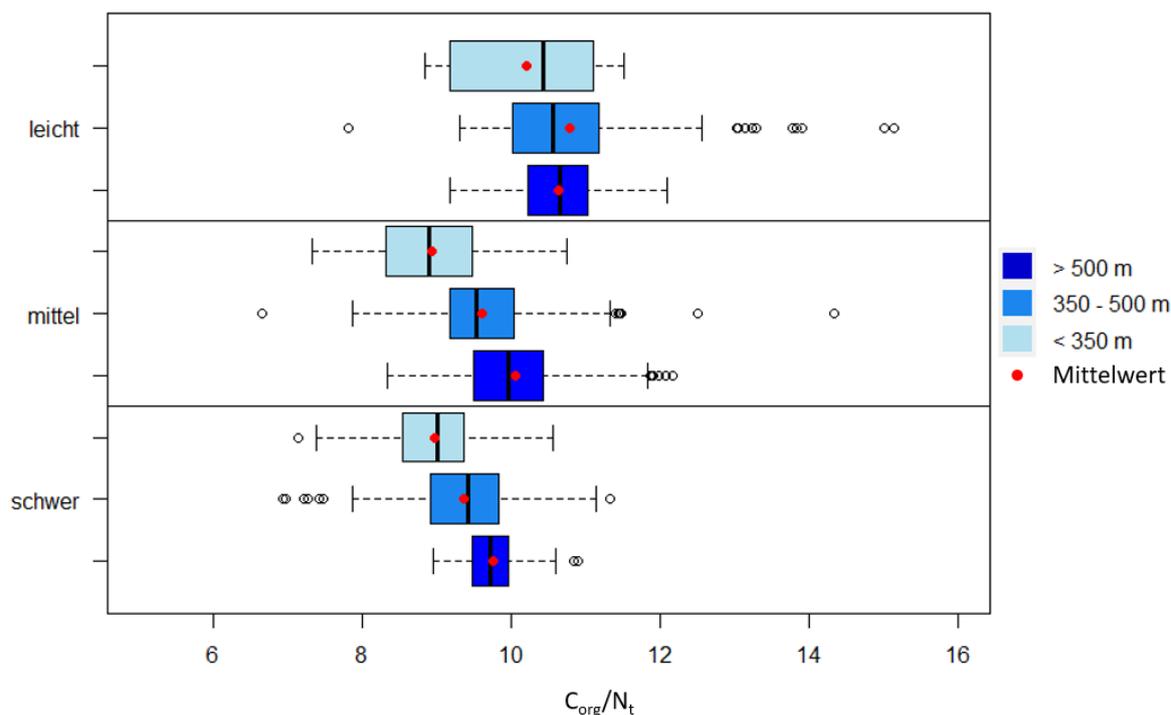


Abbildung 16: C_{org}/N_t -Verhältnis bayerischer Ackerböden in Abhängigkeit von der Bodenart und der Höhenlage

Die in Tabelle 6 beschriebenen standorttypischen Spannweiten von C_{org} , N_t und C_{org}/N_t ergeben sich aus dem 12,5 % - 87,5 % Quantil der jeweiligen Gruppe. Ausgewiesen wurden die Spannweiten sowohl in Abhängigkeit der Bodenart (Ton Gehalt) als auch der Höhenlage. Die Höhenlage dient hierbei als Faktor zur Abbildung des langjährige Jahresniederschlagsmittels und der langjährigen mittleren Jahrestemperatur. Aufgrund der in Kapitel 5.1.1 dargestellten signifikanten Korrelationen zwischen der Höhenlage, der mittleren Jahrestemperatur und der mittleren Jahresniederschlagssumme wurde die Höhenlage als Faktor für das Klima genutzt.

Tabelle 6: Standorttypische Spannweiten von C_{org} , N_t und C_{org}/N_t bayerischer Ackerböden

Bodenart	Höhe ü. NN in m	C_{org} in %	N_t in %	C_{org}/N_t
leicht	< 350	0,79 - 1,49	0,079 - 0,135	9,2 - 11,3
	350 - 500	0,72 - 1,64	0,062 - 0,152	9,8 - 12,0
	> 500	1,19 - 2,12	0,122 - 0,205	9,7 - 11,7
mittel	< 350	0,89 - 1,39	0,100 - 0,144	8,1 - 9,7
	350 - 500	1,09 - 1,90	0,119 - 0,193	8,8 - 10,4
	> 500	1,32 - 2,46	0,140 - 0,233	9,2 - 11,0
schwer	< 350	1,13 - 2,04	0,130 - 0,225	8,2 - 9,8
	350 - 500	1,24 - 2,28	0,141 - 0,231	8,6 - 10,2
	> 500	1,58 - 3,42	0,170 - 0,335	9,3 - 10,3

6 Diskussion

Im Folgenden werden die unterschiedlichen Einflussfaktoren auf die Humusparameter C_{org} , N_{t} und $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ diskutiert. Dazu wird sowohl das Ergebnis des gemischten linearen Modells (Kapitel 5.1.2), als auch die Ergebnisse der verschiedenen Mittelwertvergleiche herangezogen. Zunächst wird auf Basis der Abbildungen 4 bis 6 und der Abbildungen 14 bis 16 der Effekt der Standortfaktoren auf die Humusparameter diskutiert. Anschließend wird der Einfluss der Bewirtschaftungsfaktoren (Abbildung 7 bis 10) auf die genannten Parameter diskutiert, wobei eine einzelne Betrachtung der Faktoren organische Düngung, Hackfrucht- und Maisanteil sowie Kleegrasanbau nicht möglich ist, da diese Faktoren häufig miteinander korreliert waren. Der Einfluss des ökologischen Landbaus (Abbildung 11 bis 13) auf die untersuchten Humusparameter wird trotz vorhandener Korrelationen zu unterschiedlichen Bewirtschaftungsfaktoren gesondert diskutiert.

6.1 Standortfaktoren

Der Humusgehalt ist neben bewirtschaftungsbedingten Einflussfaktoren maßgeblich von den natürlich vorgegebenen Standortfaktoren abhängig. Dazu zählen einerseits klimatische Gegebenheiten wie Temperatur und Niederschlag, andererseits vom Boden und dem Relief vorgegebene Faktoren wie Bodentyp, Bodenart, Grundwassereinfluss und Hangneigung (Wiesmeier et al. 2019). Bei der hier durchgeführten Untersuchung wurden die Faktoren Grundwasser und Hangneigung weitestgehend ausgeschlossen, da wie in Kapitel 4.1 geschildert grundwasserbeeinflusste Standorte und aufgrund von Hangneigung erosionsanfällige Flächen auf Basis der 2001 festgelegten Beprobungskriterien nicht beprobt wurden. Die Bodenart und das Klima wurden hingegen bezüglich ihres Einflusses auf unterschiedliche Humusparameter der Ackerböden untersucht.

Abbildung 4 und Abbildung 5 zeigen, dass bei höheren Tongehalten die Gehalte an C_{org} und N_{t} ebenfalls höher sind. Schon bei Capriel (2010) waren die Gehalte an C_{org} und N_{t} bei tonreicheren Böden höher. Auch das in Kapitel 5.1.2 berechnete gemischte lineare Modell zeigt, dass der Tongehalt einen hochsignifikanten Einfluss auf den C_{org} -Gehalt hat. Im Zuge der ersten Beprobungsserie der Humusdatenbank von Capriel (2010) konnte der Tongehalt auch als einer der wichtigsten Faktoren identifiziert und mit höheren C_{org} - und N_{t} -Gehalten in Verbindung gebracht werden. Erwähnenswert ist jedoch, dass bei der hier durchgeführten Aktualisierung der standorttypischen Humusgehalte von Ackerböden in Bayern die mittelschweren Bodenarten stark lehmiger Sand, sandiger Lehm und schluffiger Lehm wie zuvor bei Capriel (2010) aus der Reihung fallen. Die schweren Böden schwachtoniger Lehm, toniger Lehm und lehmiger Ton weisen mit signifikanten Unterschieden höhere C_{org} - und N_{t} -Gehalte als die leichten Böden Sand und schwach sandiger Lehm auf. Im Zuge des bayerischen Bodendauerbeobachtungsprogramms wurde für den Zeitraum 1986 bis 2007 der Tongehalt ebenfalls mit einer C_{org} -Zunahme und demnach höheren C_{org} -Gehalten in Verbindung gebracht (Capriel 2013). Deutschlandweit konnten Drexler et al. (2020) gleichermaßen nachweisen, dass in tonreicheren Böden mehr C_{org} gebunden wird. Der positive Effekt des Ton- und Schluffanteils auf den C_{org} -Gehalt wurde häufig beschrieben (Franz-luebbers und Arshad 1997; Hassink 1997; Plante et al. 2006; Poeplau et al. 2020) und liegt in der Bildung von stabilen Ton-Humus-Komplexen begründet (Sollins et al. 1996; Six et al. 2002; Lützwow et al. 2006).

Hinsichtlich des Standortfaktors Klima zeigte sich im gemischten linearen Modell (Kapitel 5.1.2) ebenfalls ein hochsignifikanter Effekt der Temperatur und des Niederschlags auf den C_{org} -Gehalt. Höhere Temperaturen und geringere Niederschläge sind in der Regel

sowohl auf regionaler als auch auf globaler Ebene mit geringeren C_{org} -Gehalten verbunden (Wiesmeier et al. 2019). In Bayern konnten Wiesmeier und Burmeister (2022) den in letzten Jahrzehnten beobachtete Humusrückgang landwirtschaftlich genutzter Böden zumindest zum Teil auf das veränderte Klima mit den gestiegenen Durchschnittstemperaturen zurückführen. Zum einen befördert eine höhere Temperatur den mikrobiellen Abbau der OBS (Knorr et al. 2005; Lützow und Kögel-Knabner 2009; Conant et al. 2011; Walker et al. 2018), zum anderen wird jedoch auch die NPP und somit der C-Eintrag in den Boden durch ein besseres Pflanzenwachstum bei höheren Niederschlägen befördert (Wiesmeier et al. 2019). Im berechneten Modell ist jedoch zu beachten, dass das Klima nicht in Form langjähriger mittlerer Niederschlagssummen Temperaturen abgebildet ist, sondern durch die Höhenlage. Hierfür gibt es zwei Gründe: Zum einen zeigte die Korrelationsmatrix in Abbildung 3, dass die Höhenlage signifikant negativ mit der Temperatur und signifikant positiv mit dem Niederschlag korreliert ist. Demnach ist die Durchschnittstemperatur höher gelegener Standorte niedriger, die Niederschlagssumme hingegen höher. Die Auswertung zeigte, dass die Standorte oberhalb von 500 m mit niedrigen Durchschnittstemperaturen und hohen Niederschlagssummen die höchsten C_{org} - und N_{t} -Gehalte aufwiesen (Abbildung 14 und Abbildung 15). Dies stimmt sowohl mit den Ergebnissen von Capriel (2010) für höher gelegene Standorte in Bayern als auch von Drexler et al. (2020) für Standorte in Deutschland mit höheren jährlichen Niederschlagssummen überein, für die jeweils relativ hohe C_{org} -Gehalte ermittelt wurden.

Ein weiterer Grund, warum bei der hier durchgeführten Untersuchung die Höhenlage als Faktor zur Abbildung des Klimas gewählt wurde, ist das Ziel, die Einordnung der standorttypischen Spannweiten der Humuskennwerte für die Nutzer möglichst einfach zu gestalten. Die Höhenlage des Ackerschlags ist einfacher zu bestimmen und verändert sich über die Zeit nicht, wohingegen sich Durchschnittstemperatur und mittlere jährliche Niederschlagssumme durch den Klimawandel verändern (Deutscher Wetterdienst 2022).

Hinsichtlich des $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis zeigte sich, dass dieses bei schweren Böden im Mittel enger ist (Abbildung 6). Der Trend eines engeren $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnisses ist zwar bei den schwereren Böden lehmiger Ton bis schluffiger Lehm nicht signifikant, eine Tendenz weiterer $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnisse bei geringeren Tongehalten ist jedoch selbst hier erkennbar und wird durch die signifikanten Unterschiede hin zu den leichteren Böden unterstützt. Zudem zeigt die Korrelationsmatrix in Abbildung 3, dass der Tongehalt mit dem $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis negativ korreliert ist. Die weiteren $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnisse in leichteren Böden können vermutlich auf einen höheren Anteil an POM, die sich durch ein relativ weites C/N-Verhältnis auszeichnet, zurückgeführt werden (Tan et al. 2007; Vos et al. 2018; Kauer et al. 2021). Auch die beobachteten weiteren $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnisse mit steigender Höhenlage (Abbildung 16) sind vermutlich auf höhere POM-Anteile bedingt durch erhöhte C-Einträge bzw. einen verminderten Abbau der OBS zurückzuführen (Lützow und Kögel-Knabner 2009; Conant et al. 2011; Wiesmeier et al. 2019).

6.2 Bewirtschaftungsfaktoren

Die Ergebnisse aus Abbildung 7 zeigen deutlich, dass sich die Intensität des Hackfruchtanbaus negativ auf den C_{org} - und N_{t} -Gehalt sowie das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis ausgewirkt hat. Bestätigt wird dieser negative Einfluss des Hackfruchtanbaus auch durch die Ergebnisse des berechneten gemischten linearen Modells (Kapitel 5.1.2). Auch im bayerischen Bodendauerbeobachtungsprogramm wurde ein C_{org} - und N_{t} -Rückgang bayerischer Ackerböden u.a. durch einen verstärkten Anbau von Hackfrüchten und Mais und damit verbunden die geringeren Anteile an Getreide, Raps und Futterpflanzen in der Fruchtfolge verantwortlich

gemacht (Capriel 2013; Wiesmeier und Burmeister 2022). Gleiches wurde im Bodenmonitoringprogramm Belgiens hinsichtlich niedrigerer C_{org} -Gehalte geschlussfolgert (Goidts und van Weselmael 2007). Ein Grund für die geringen C_{org} - und N_{t} -Gehalte bei hohen Hackfruchtanteilen könnte der verhältnismäßig geringe C-Eintrag durch die Hackfrüchte sein (Wiesmeier et al. 2014a; Kolbe et al. 2015). Außerdem enthält eine Fruchtfolge mit hohem Hackfruchtanteil potentiell weniger Getreide, weshalb weniger Stroh auf der Fläche verbleibt. Damit ist die Humusreproduktion gestört (Wiesmeier und Burmeister 2022). Denkbar ist auch, dass durch hohe Hackfruchtanteile auch weniger Kulturen wie Zwischenfrüchte, Leguminosen und Futterpflanzen in die Fruchtfolge integriert sind. Jarecki und Lal (2003) sowie Pimentel et al. (2005) beschreiben jedoch die Relevanz diverser Fruchtfolgen, welche Zwischenfrüchte, Leguminosen und Futterpflanzen beinhalten, für den Humusgehalt. Auszuschließen ist auch nicht, dass bei höheren Hackfruchtanteilen in der Fruchtfolge auch die Anzahl der Überfahrten für die Bodenbearbeitung relativ hoch ist. Dadurch könnte der Abbau der OBS durch das Aufbrechen von Aggregaten gefördert sein (Six et al. 2002; Bailey et al. 2019). Der geförderte Abbau der OBS und der relativ geringe C-Eintrag bei hackfruchtintensiven Fruchtfolgen bedingt vermutlich niedrigere POM-Anteile, wodurch wie bereits in Kapitel 6.1 erläutert, das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis eingeengt wird.

Auch der beobachtete negative Zusammenhang des Hackfruchtanbaus mit der organischen Düngung (Abbildung 3) trägt zu den niedrigeren C_{org} - und N_{t} -Gehalten sowie engeren $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis unter intensivem Hackfruchtanbau bei, da der Eintrag von OS über die organische Düngung fehlt. Abbildung 10 verdeutlicht diesen Effekt, da mit höherer Intensität der organischen Düngung die C_{org} - und N_{t} -Gehalte höher sind. Das gemischte lineare Modell (Kapitel 5.1.2) stellt den positiven Effekt der organischen Düngung auf den C_{org} zwar weniger deutlich heraus, zweifelsohne ist die Zufuhr organischen Materials über die organische Düngung aber für einen ausgeglichenen Humushaushalt von hoher Relevanz (Bolinder et al. 2020). Bestätigt wird dies auch durch die Ergebnisse der Langzeitbeobachtungen in Bayern und Belgien (Goidts und van Weselmael 2007; Capriel 2013; Wiesmeier und Burmeister 2022). Es zeigte sich auch, dass durch vermehrte organische Düngung das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis ansteigt (Abbildung 10). Das regelmäßige Aufbringen organischen Düngers führt zu einem höheren Anteil an POM im Boden (Mayer et al. 2022). Wie bereits beschrieben weist POM ein höheres C/N-Verhältnis als die weiter abgebaute MAOM auf (Tan et al. 2007; Vos et al. 2018; Kauer et al. 2021). Entsprechend weiter was das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis bei höherer organischer Düngung. Erwähnenswert ist, dass trotz der höchsten C_{org} - und N_{t} -Gehalte bei intensiver organischer Düngung auch die insgesamt niedrigsten C_{org} - und N_{t} -Gehalte in der Gruppe mit viel organischer Düngung zu finden waren (Abbildung 10). Bei Betrachtung der Daten zeigte sich, dass die Standorte der Kategorie „viel organisch gedüngt“ und gleichzeitig C_{org} -Gehalte von $< 0,8\%$ nahezu alle mit Tongehalten von $< 12\%$ zur Bodenartengruppe Sande zählten (Ergebnis nicht abgebildet). Die niedrigeren C_{org} - und N_{t} -Gehalte intensiv organische gedüngter Standorte sind demnach v.a. durch die niedrigeren Tongehalte bedingt.

Silomais gilt im Allgemeinen aufgrund der nahezu kompletten Abfuhr der oberirdischen Biomasse als eine stark humuszehrende Kultur (Kolbe et al. 2015). Im Zuge der hier durchgeführten Untersuchungen wirkte sich der Maisanbau jedoch nicht auf die Gehalte an C_{org} und N_{t} sowie das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis aus (Abbildung 8). Auch das gemischte lineare Modell kann keinen Einfluss des Maisanbaus auf C_{org} beschreiben (Kapitel 5.1.2). Wiesmeier et al. (2014a) konnten für bayerische Ackerböden zeigen, dass Körnermais aufgrund des Verbleibs von hohen Mengen an Ernteresten bei üblicher Nutzung einen C-Eintrag ähnlich wie Winter- und Sommerweizen besitzt. Unter Silomais ist der C-Eintrag im Vergleich dazu geringer, da der überwiegende Teil der oberirdischen Biomasse abgefahren wird. Durch das

ausgeprägtes Wurzelsystem der Maispflanze kann der C-Eintrag bei hohen Silomaiserträgen über Wurzelexsudate und abgestorbene Wurzeln jedoch trotzdem mit dem C-Eintrag von Feldgras und Winterraps verglichen werden (Wiesmeier et al. 2014a). Eine globale Metaanalyse des C-Eintrags typischer landwirtschaftlicher Kulturen bestätigt den verhältnismäßig hohen C-Eintrag von Mais und kommt zu dem Ergebnis, dass Mais und deutsches Weidelgras unter den typischen Ackerkulturen den höchsten C-Eintrag aufweisen (Mathew et al. 2020). Zudem zeigt Abbildung 3, dass der Maisanbau positiv mit der organischen Düngung korreliert ist. Das bedeutet, dass Ackerflächen mit intensivem Maisanbau auch intensiver organisch gedüngt werden und die teilweise Rückführung der entzogenen OS über die organische Düngung einem möglichen Humusschwund entgegenwirkt. Diese Beobachtung machten auch Wiesmeier und Burmeister (2022) für die Ackerflächen des bayerischen Bodendauerbeobachtungsprogramms. Denkbar ist auch, dass in Fruchtfolgen mit hohen Maisanteilen auch der Zwischenfruchtanbau verhältnismäßig hoch ist. Hierzu gibt es aus den Bewirtschaftungsdaten jedoch keine gesicherten Informationen. Trotzdem wird vor Mais üblicherweise vor allem wegen ihrer erosionsschützenden Wirkung eine Zwischenfrucht angebaut und in Mulchsaatsystemen erst im Frühjahr vor der Maisaussaat eingearbeitet. Dieser Zwischenfruchtanbau wirkt sich auf die Humusgehalte aufgrund eines gesteigerten C-Eintrags über ober- und unterirdische Biomasse sowie Wurzelausscheidungen positiv aus (Lugato et al. 2014; Poeplau und Don 2015; Jian et al. 2020; Seitz et al. 2022). Insgesamt kann also geschlussfolgert werden, dass der Anbau von Mais bei ansonsten guter fachlicher Praxis, was die Rückführung von OS durch organische Düngung und einen Zwischenfruchtanbau beinhaltet, keinen negativen Effekt auf den Humusgehalt haben muss.

Der Anbau von mehrjährigem Klee gras und weiteren mehrjährig angebauten Feldfutter wie beispielsweise Ackergras oder Luzerne führte im Mittel zu höheren C_{org} - und N_{t} -gehalten (Abbildung 9). Auch die Ergebnisse des gemischten linearen Modells (Kapitel 5.1.2) deuteten auf einen positiven Effekt von mehrjährigem Klee gras und anderen Feldfutterkulturen auf C_{org} hin. Der im Vergleich zu einjährigen Kulturen wie Getreide oder Hackfrüchten höhere C-Eintrag durch Wurzeln und deren Ausscheidungen wird überwiegend für diese höheren C_{org} -Gehalte verantwortlich gemacht (Lugato et al. 2014; Paustian et al. 2019; Kögel-Knabner et al. 2022). Der höhere C-Eintrag führte möglicherweise zu verhältnismäßig höheren Anteilen an POM. Dadurch liegt das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis des Bodens von Fruchtfolgen mit mehrjährigem Anbau von Klee gras und anderen Futterpflanzen über dem von Standorten ohne die genannten mehrjährigen Kulturen (Abbildung 9). Der Anbau des mehrjährigen Feldfutters mit den darin enthaltenen Leguminosen wirkt sich auch aufgrund der Fixierung von Luftstickstoff durch die Leguminosen positiv auf die Gehalte an C_{org} und N_{t} aus, da mehr N zum Aufbau mikrobieller Körpersubstanz vorhanden ist.

Obwohl der ökologische Landbau nicht als Faktor im gemischten linearen Modell enthalten war, wird aus Abbildung 11 und 12 ersichtlich, dass innerhalb jeder Bodenartgruppe die mittleren Gehalte an C_{org} und N_{t} im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Flächen signifikant höher sind. Auch das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis war in jeder Bodenartgruppe unter ökologischem Landbau signifikant höher (Abbildung 13). Für die Bodenartgruppe Sand konnte für die untersuchten Humusparameter kein Vergleich zwischen konventioneller und ökologischer Bewirtschaftung angestellt werden, da im ausgewerteten Datensatz keine ökologisch bewirtschafteten Flächen in dieser Gruppe vorhanden waren. Der positive Einfluss des ökologischen Landbaus auf die C_{org} und N_{t} -Gehalte von Ackerböden konnte auch im Zuge des Bodendauerbeobachtungsprogramms in Bayern festgestellt werden. Hierbei wurde als wichtigster Bewirtschaftungsfaktor für zunehmende C_{org} - und N_{t} -Gehalte die Zeit unter ökologischer Bewirtschaftung identifiziert (Wiesmeier und Burmeister 2022). Leifeld

und Fuhrer (2010) führten in ihrer Metanalyse als Hauptfaktor für höhere C_{org} - und N_{t} -Gehalte unter ökologischer Bewirtschaftung die höheren Mengen organischen Düngers an. Abbildung 3 zeigt jedoch, dass zwischen der ökologischen Bewirtschaftung und der organischen Düngung keine Korrelation besteht. Damit können die höheren C_{org} - und N_{t} -Gehalte der ökologisch bewirtschafteten Flächen nicht sicher auf eine höhere organische Düngung dieser zurückgeführt werden. Es besteht jedoch eine positive Korrelation zwischen dem ökologischen Landbau und dem Kleegrasanbau. Wie bereits erläutert wirkt sich ein vermehrter Kleegrasanbau und der Anbau anderer mehrjähriger Futterpflanzen positiv auf den Humusgehalt aus. Insgesamt zeichnet sich der ökologische Landbau durch vielfältigere Fruchtfolgen mit Leguminosen und Futterpflanzen teils auch im mehrjährigen Anbau und der Integration von Zwischenfrüchten aus (Leifeld und Fuhrer 2010) was zu höhere Humusgehalten führt (Jarecki und Lal 2003; Pimentel et al. 2005). Daneben gibt es Untersuchungen, welche Unterschiede im N-Gehalt und damit der Abbaubarkeit der ober- und unterirdischen OS (García-Palacios et al. 2018; Kauer et al. 2021), der Menge an Wurzelbiomasse (Hirte et al. 2021) und der Mikroorganismenzusammensetzung (Esperschütz et al. 2007) ökologisch und konventionell bewirtschafteter Flächen beschreiben. Auch diese Unterschiede könnten Gründe für die höhere Humusgehalte von ökologisch bewirtschafteten Flächen sein. Das weitere $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis ökologisch bewirtschafteter Flächen (Abbildung 13) lässt sich wie zuvor in Kapitel 6.1 durch höhere Anteile an POM bei ökologischer Bewirtschaftung verglichen zu den Anteilen unter konventioneller Bewirtschaftung erklären (Marriott et al. 2006; Kauer et al. 2021).

6.3 Praktischer Nutzen standorttypischer Humusgehalte

Tabelle 6 zeigt die standorttypischen Spannweiten der Humusparameter C_{org} , N_{t} und $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ für bayerische Ackerböden. Diese können für Bayern als Richtwert dienen, um den Erhalt standorttypischer Humusgehalte durch die landwirtschaftliche Bodennutzung nach §17 des BBodSchG zu erfüllen. Möglicherweise ist in Zukunft aber Vorsicht bei der Nutzung standorttypischer Humusgehalte als Richtwerte geboten. Nach §17 soll durch den Erhalt der standorttypischen Humusgehalte die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und die Leistungsfähigkeit des Bodens gesichert werden. Die Begriffe Bodenfruchtbarkeit und Bodenleistungsfähigkeit wie auch Bodengesundheit sind eher grob umrissene Konzepte und nicht allgemeingültig definiert hinsichtlich konkreter Bodenfunktionen. Als Bodenfruchtbarkeit kann der Wirkungsanteil des Bodens an der Ertragsbildung bezeichnet werden, wobei der Boden hierbei für die bedarfsgerechte Versorgung der Kulturpflanze mit Wasser und Nährstoffen fungiert, den Gesundheitszustand der Pflanze zum Beispiel über den Gehalt an Schaderregern und Schadstoffen beeinflusst und über die Bodenstruktur die Befahrbarkeit und die Bedingungen für Aussaat, Düngung, Pflege und Ernte beeinflusst werden (Macholdt 2021). Sollte sich der mittlere beobachtete Trend eines leichten Humusrückgangs bayerischer Ackerböden weiter fortsetzen (Wiesmeier und Burmeister 2022) verschieben sich die Spannweiten bei späteren Aktualisierungen hin zu niedrigeren C_{org} -gehalten. Dadurch kann die Bodenfruchtbarkeit abnehmen, obwohl der Humusgehalt der jeweiligen Ackerfläche wie von §17 vorgeschrieben als standorttypischer Humusgehalt gilt und demnach die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit gewährleistet sein sollte.

Drexler et al. (2020) sowie Marx und Gaul (2021) leiteten für Gesamtdeutschland Spannweiten standorttypischer Humusgehalte ab, welche dementsprechend auch für Bayern Gültigkeit haben. Diese sind jedoch im Hinblick auf ihre Übertragbarkeit auf kleinere Skalenebenen wie einzelne Bundesländer beschränkt, weshalb die hier durchgeführte gesonderte Ausweisung von Spannweiten standorttypischer Humusgehalte von Ackerböden in Bayern als sinnvoll erscheint. Zudem nutzten Marx und Gaul (2021) zur Berechnung der

standorttypischen Humusgehalte insbesondere auch aus Bayern veraltete Daten aus dem Jahr 1986. Das Ziel der hier durchgeführten Untersuchung hingegen war es, aktuelle Spannweiten standorttypischer Humusgehalte zu erstellen.

Im Vergleich zu Drexler et al. (2020) wurde die Stratifizierung der unterschiedlichen Gruppen in der hier durchgeführten Untersuchung nach anderen Kriterien vorgenommen. Insbesondere die Stratifizierung nach dem C/N-Verhältnis mit einem Grenzwert von 13 ist bei Drexler et al. (2020) zu nennen. Diese Unterteilung wurde vorgenommen, da in Niedersachsen und Schleswig-Holstein sogenannte schwarz-humose Sande vorzufinden sind, welche trotz geringer Tongehalte verhältnismäßig hohe C_{org} -Gehalte aufweisen. Zurückzuführen ist dies auf die Moorvergangenheit oder die historische Nutzung der Flächen als Heide (Drexler et al. 2020). Für Bayern ist die Stratifizierung nach dem C/N-Verhältnis nicht notwendig, da nur für leichte Böden in einer Höhenlage von 350-500 m C/N-Verhältnisse von > 13 festzustellen waren (Abbildung 16) und diese wenigen Teilflächen bei der Berechnung der Spannweiten nicht zu extrem hohen C_{org} -Gehalten geführt haben (Tabelle 6). Zum anderen wurde der Effekt des Klimas auf den Humusgehalt landwirtschaftlicher Nutzflächen auf deutschlandweiter Skalenebene mittel unterschiedlicher Niederschlagssummen integriert. Die hier durchgeführte Ausweisung von standorttypischen Humusgehalten bayerischer Ackerböden bildet den Effekt des Klimas auf den Humusgehalt durch die Höhenlage der jeweiligen Ackerfläche ab. Ebertseder et al. (2010) und Wiesmeier et al (2019) beschreiben, dass die Höhenlage zur Abbildung des Klimaeffekts auf den Humusgehalt für tiefer gelegene und reliefarme Regionen wenig geeignet ist, für Regionen mit ausgeprägten Höhenunterschieden wie Bayern jedoch gut nutzbar ist. Damit ist auch diskutierbar, wie zutreffend die für Deutschland von Marx und Gaul (2021) erstellten standorttypischen Humusgehalte für bayerische Böden sind, da Marx und Gaul (2021) anders als Drexler et al. (2020), die Stratifizierung nach dem Vorbild von Capriel (2010) nach Textur und Höhenlage auf Deutschlandebene vornahmen.

Auch die Auswahl der Flächen unterschied sich bei den deutschlandweiten und bayernweiten Ausweisungen standorttypischer Humusgehalte. Drexler et al. (2020) diente als Datenbasis die BZE-LW des Thünen-Instituts für Agrarklimaschutz. Die Beprobung erfolgte hierbei einheitlich in einem 8x8 Kilometer Raster mit leichten Anpassungen im Umkreis von 400 m, falls der jeweilige Rasterpunkt nicht auf einer landwirtschaftlichen Nutzfläche lag (Drexler et al. 2020). Im Gegensatz dazu wurden in Bayern gezielt Ackerflächen ausgewählt, um zum Beispiel Erosionsflächen auszuschließen. Des Weiteren wurden zur Minimierung des Bewirtschaftungseffekts auf den Humusgehalt Standorte mit extremen Management, wie zum Beispiel sehr einseitigen Fruchtfolgen, aus der Auswertung genommen. Marx und Gaul (2021) nutzten Ergebnisse von Langzeitbeobachtungen verschiedener Bundesländer, wobei anders als bei Drexler et al. (2020) keine flächendeckenden Humusmessungen vorhanden waren, da einige Bundesländern keine Daten dazu bereitstellen konnten.

Durch die hier ausgewiesenen Spannweiten standorttypischer Humusgehalte von Ackerböden in Bayern stehen aktuelle Richtwerte für die Beratung im Kontext des Humuserhalts und Humusaufbaus auf bayerischen Ackerböden zur Verfügung. Insbesondere sind diese jedoch auch von Landwirten selbst zur Orientierung zu nutzen, um gegebenenfalls einen Optimierungsbedarfs hinsichtlich ihres Humusmanagements zu erkennen.

7 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Der Aufbau der Humusdatenbank durch die bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft im Jahr 2001 hatte zum Ziel, Spannweiten standorttypischer Humusgehalte bayerischer Ackerböden abzuleiten. Damit standen zuletzt seit 2010 Richtwerte für die praktische Umsetzung von §17 des BBodSchG in Bayern hinsichtlich des Erhalts standorttypischer Humusgehalte im Rahmen der landwirtschaftlichen Nutzung zur Verfügung. Die hier erstellte Arbeit ist eine Aktualisierung dieser Spannweiten basierend auf der 10 Jahre später wiederholten Beprobung der ursprünglichen Standorte.

Die Zweitbeprobung fand zwischen 2011 und 2018 statt. Ursprünglich enthielt die Humusdatenbank 352 Standorte, wobei an jedem Standort fünf Teilflächen in einer Tiefe von 0-15 cm beprobt wurden. Die Anzahl der beprobten Standorte und Teilflächen reduzierte sich im Vergleich zur Erstbeprobung aufgrund von Überbauungen oder Landnutzungsänderungen. Zudem wurden die Daten hinsichtlich bestimmter Kriterien geprüft, um den Einfluss von nicht praxisüblicher Bewirtschaftung zu minimieren. Die in der Auswertung enthaltenen Standorte sollten langjährig nach der guten fachlichen Praxis bezüglich Faktoren wie der Fruchtfolge oder der organischen Düngung bewirtschaftet werden. Ökologisch bewirtschaftete Flächen wurden nur ausgewertet, wenn diese mindestens 10 Jahre ökologisch bewirtschaftet wurden. Die Grundbodenbearbeitung sollte mit dem Pflug durchgeführt werden. Von Erosion oder Grundwasser beeinflusste Standorte wurden aus der Auswertung ausgeschlossen. Nach Prüfung der Daten standen zur Erstellung der Spannweiten insgesamt 1408 Teilflächen von 283 Standorten zur Verfügung, wobei 68 Standorte seit mindestens 10 Jahren ökologisch bewirtschaftet wurden.

Im Mittel über alle Teilflächen hinweg betrug der C_{org} -Gehalt 1,62 % und der N_{t} -Gehalt 0,167 %. Das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis lag im Mittel bei 9,7, der pH-Wert bei 6,5. Als Standortfaktoren für die Einteilung unterschiedlicher Gruppen wurde aufgrund des signifikanten Einflusses auf den C_{org} -Gehalt der Tongehalt und die Höhenlage identifiziert. Es wurde auf Basis des Tongehalts zwischen leichten, mittleren und schweren Böden differenziert. Sand und schwach lehmiger Sand fallen in die Gruppe der leichten Böden, stark lehmiger Sand, sandiger Lehm und schluffiger Lehm in die der mittleren Böden und schwach toniger Lehm, toniger Lehm und lehmiger Ton in die Gruppe der schweren Böden. Jede dieser Gruppen wurde nochmals anhand der Höhenlage in < 350 m, $350-500$ m und > 500 m unterteilt. Die Berechnung der standorttypischen Spannweiten der Humusparameter C_{org} , N_{t} und $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ erfolgte durch die Berechnung des 12,5 % und 87,5 % Quantils der jeweiligen Gruppierung. Die Höhenlage diente als Faktor zur Abbildung des Klimas, da diese im negativen Zusammenhang mit der mittleren Jahrestemperatur und im positiven Zusammenhang mit der mittleren jährlichen Niederschlagssumme steht. Die Ergebnisse zeigten einen Anstieg der Gehalte an C_{org} und N_{t} mit dem Tongehalt. Das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis war bei tonreicheren Böden hingegen geringer. Der positive Einfluss des Tongehalts auf den C_{org} - und N_{t} -Gehalt liegt in der potentiell vermehrten Bildung von langfristig stabilen Ton-Humus-Komplexen begründet. Das weitere $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis tonärmerer Böden kann auf höhere Anteile weniger stark abgebauter POM zurückgeführt werden, welche sich durch ein weiteres C/N-Verhältnis als stärker abgebaute MAOM auszeichnet. Die Ergebnisse zeigten zudem einen Anstieg der C_{org} - und N_{t} -Gehalte mit steigender Höhenlage. Zurückzuführen ist dies auf einen verringerten mikrobiellen Abbau der OBS bei niedrigeren Temperaturen höher gelegener Standorte sowie einem erhöhten C-Eintrag aufgrund höherer Niederschläge. Zudem war das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis höher gelegener Standorte weiter, da aufgrund eines verringerten Abbaus und der sowieso höheren C-Einträge mehr OBS in Form von POM vorliegen könnte.

Neben den beschriebenen Standorteinflüssen auf C_{org} , N_{t} und $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ wurde auch untersucht, welchen Einfluss unterschiedliche Bewirtschaftungsfaktoren auf die Humusparameter haben. Die organische Düngung wirkte sich aufgrund des höheren Eintrags von OS positiv auf C_{org} und N_{t} aus. Außerdem war das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis bei höherer organischer Düngedichte weiter, da durch die organische Düngung dem Boden POM zugeführt wird. Intensiverer Hackfruchtanbau führte zu geringeren C_{org} - und N_{t} -Gehalten sowie engeren $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnissen. Ursächlich dafür dürfte sowohl der geringere C-Eintrag von Hackfrüchten verglichen mit dem C-Eintrag von Getreide, Leguminosen oder Futterpflanzen als auch der beförderte Abbau OBS aufgrund von intensiver und häufiger Bodenbearbeitung in hackfruchtintensiven Fruchtfolgen. Zudem zeigte sich, dass der Hackfruchtanbau mit der organischen Düngung negativ korrelierte, was in hackfruchtintensiven Fruchtfolgen zu einem verringerten Eintrag von OS in Form von organischen Düngern geführt hat. Im Gegensatz dazu bestand zwischen dem Maisanbau und der organischen Düngung ein positiver Zusammenhang. Dieser positive Zusammenhang und der möglicherweise hohe C-Eintrag von Mais über das intensive Wurzelsystem könnten dazu geführt haben, dass selbst unter maislastigen Fruchtfolgen keine Unterschiede zwischen C_{org} , N_{t} und $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ festzustellen waren. Zudem ist denkbar, dass aufgrund der verhältnismäßig späten Aussaat von Mais im Frühjahr zum Erosionsschutz im Herbst häufiger Zwischenfrüchte angebaut werden, welche über ihr Wurzelsystem und die oberirdische Biomasse C in den Boden eintragen. Der mehrjährige Anbau von Klee gras und anderen Futterpflanzen wie beispielsweise Luzerne oder Acker gras resultierte in höheren C_{org} - und N_{t} -Gehalten und einem weiteren $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis. Unter ökologisch bewirtschafteten Flächen war bei allen Bodenarten im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Flächen der C_{org} - und N_{t} -Gehalt sowie das $C_{\text{org}}/N_{\text{t}}$ -Verhältnis im Mittel höher. Von einem alleinigen positiven Effekt intensiverer organischer Düngung der ökologischen Flächen auf die untersuchten Humusparameter kann nicht gesichert ausgegangen werden, da zwischen der ökologischen Bewirtschaftung und der organischen Düngung im Zuge der Korrelationsanalyse kein Zusammenhang feststellbar war. Die Korrelationsanalyse zeigte jedoch, dass auf ökologischen Flächen häufiger mehrjähriges Klee gras bzw. andere mehrjährige Futterpflanzen angebaut wurden. Die humusanreichernden Effekte dieser Kulturen wurden oben bereits beschrieben. Insgesamt sind die Fruchtfolgen ökologisch bewirtschafteter Flächen auch aufgrund der Integration von Körnerleguminosen und üblicheren Zwischenfruchtanbau diverser, was im Vergleich zu einseitigeren Fruchtfolgen als humusfördernd gilt. Des Weiteren könnten auch Unterschiede im N-Gehalt der ober- und unterirdischen Biomasse, der Menge an Wurzelbiomasse und der Mikroorganismenzusammensetzung zwischen ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen zu den beobachteten Ergebnissen geführt haben.

Mit der hier durchgeführten Ableitung aktueller standorttypischer Spannweiten von Humusgehalten bayerischer Ackerböden stehen auch zukünftig Richtwerte für die Beratung im Kontext des Humuserhalts und Humusaufbaus zur Verfügung. Gültig sind diese ausschließlich für Mineralböden. Insbesondere können diese jedoch auch von Landwirten selbst zur Orientierung im Hinblick auf ein nachhaltiges Humusmanagement genutzt werden. Damit ist es auch in Zukunft möglich, §17 des BBodSchG zu erfüllen. Durch eine Weiterführung der Beprobung der in der Humusdatenbank enthaltenen Ackerschläge ist gewährleistet, dass auch zukünftig immer wieder aktuelle Spannweiten standorttypischer Humusgehalte von bayerischen Ackerböden ausgewiesen werden können. Zudem steht damit ein repräsentatives, langfristiges Humusmonitoring zur Verfügung. Im Fokus steht dabei die Frage, ob im Zuge von Veränderungen der Bewirtschaftung und insbesondere des Klimas die Humusgehalte bayerischer Ackerböden abnehmen und dadurch die Bodenfruchtbarkeit und

Leistungsfähigkeit der Böden trotz Humusgehalten innerhalb der jeweiligen standorttypischen Spannweite zukünftig nicht mehr gewährleistet sind.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Heidi-Scherzer-Gois, Sandra Schwarzmeier, Veronika Ilmberger und Monika Dirscherl für die Organisation und Betreuung der Humusdatenbank sowie die Probenaufbereitung und Laboranalysen, bei den Kolleginnen und Kollegen der beteiligten Ämter für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die Probenahmen und bei den beteiligten Landwirtinnen und Landwirten für die Bereitschaft an der Erstellung der Humusdatenbank mitzuwirken.

Literaturverzeichnis

- Alcántara, V.; Don, A.; Well, R.; Nieder, R. (2016): Deep ploughing increases agricultural soil organic matter stocks. In: *Global change biology* 22 (8), S. 2939–2956. DOI: 10.1111/gcb.13289.
- Amelung, W.; Bossio, D.; Vries, W. de; Kögel-Knabner, I.; Lehmann, J.; Amundson, R. et al. (2020): Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. In: *Nature communications* 11 (1), S. 5427. DOI: 10.1038/s41467-020-18887-7.
- Amelung, Wulf; Blume, Hans-Peter; Fleige, Heiner; Horn, Rainer; Kandeler, Ellen; Kögel-Knabner, Ingrid et al. (2018): *Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Amsili, J.P.; van Es, H.M.; Schindelbeck, R.R.; Kurtz, K.S.M.; Wolfe, D.W.; Barshad, G. (Hg.) (2020): *Characterization of Soil Health in New York State*. Technical Report. Ithaca, NY: Cornell University. 51 S.
- Angst, G.; Mueller, K. E.; Nierop, K. G.J.; Simpson, M. J. (2021): Plant- or microbial-derived? A review on the molecular composition of stabilized soil organic matter. In: *Soil Biology and Biochemistry* 156 (1–3), S. 108189. DOI: 10.1016/j.soilbio.2021.108189.
- Bailey, V. L.; Pries, C. H.; Lajtha, K. (2019): What do we know about soil carbon destabilization? In: *Environ. Res. Lett.* 14 (8), S. 83004. DOI: 10.1088/1748-9326/ab2c11.
- Baker, J. M.; Ochsner, T. E.; Venterea, R. T.; Griffis, T. J. (2007): Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118 (1–4), S. 1–5. DOI: 10.1016/j.agee.2006.05.014.
- Baritz, R.; Amelung, W.; Antoni, V.; Boardman, J.; Horn, R.; Prokop, G. et al. (2021): Soil monitoring in Europe. Indicators and thresholds for soil quality assessments. Version 24 Sept. 2021 for REVIEW. 148 S.
- BBodSchG (03 / 1998): *Bundes-Bodenschutzgesetz: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten*.
- Bolinder, M. A.; Crotty, F.; Elsen, A.; Frac, M.; Kismányoky, T.; Lipiec, J. et al. (2020): The effect of crop residues, cover crops, manures and nitrogen fertilization on soil organic carbon changes in agroecosystems: a synthesis of reviews. In: *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 25 (6), S. 929–952. DOI: 10.1007/s11027-020-09916-3.
- Bundesministerium für ein lebenswertes Österreich (2015): *Boden Und Klima Einflussfaktoren, Daten, Massnahmen und Anpassungsmöglichkeiten*. 1. Aufl. Hg. v. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien. 81 S.
- Capriel, P. (2010): *Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern*. 2. Aufl. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Freising-Weihenstephan. 46 S.
- Capriel, P. (2013): Trends in organic carbon and nitrogen contents in agricultural soils in Bavaria (south Germany) between 1986 and 2007. In: *Eur J Soil Sci* 64 (4), S. 445–454. DOI: 10.1111/ejss.12054.
- Chenu, C.; Angers, D. A.; Barré, P.; Derrien, D.; Arrouays, D.; Balesdent, J. (2019): Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. In: *Soil and Tillage Research* 188, S. 41–52. DOI: 10.1016/j.still.2018.04.011.

- Conant, R. T.; Cerri, C. E. P.; Osborne, B. B.; Paustian, K. (2017): Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. In: *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America* 27 (2), S. 662–668. DOI: 10.1002/eap.1473.
- Conant, R. T.; Ryan, M. G.; Ågren, G. I.; Birge, H. E.; Davidson, E. A.; Eliasson, P. E. et al. (2011): Temperature and soil organic matter decomposition rates - synthesis of current knowledge and a way forward. In: *Global Change Biol* 17 (11), S. 3392–3404. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02496.x.
- Cotrufo, M. F.; Ranalli, M. G.; Haddix, M. L.; Six, J.; Lugato, E. (2019): Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. In: *Nat. Geosci.* 12 (12), S. 989–994. DOI: 10.1038/s41561-019-0484-6.
- Crowther, T. W.; Todd-Brown, K. E. O.; Rowe, C. W.; Wieder, W. R.; Carey, J. C.; Machmuller, M. B. et al. (2016): Quantifying global soil carbon losses in response to warming. In: *Nature* 540 (7631), S. 104–108. DOI: 10.1038/nature20150.
- Deutscher Wetterdienst (Hg.) (2022): Nationaler Klimareport. 6. überarbeitete Auflage. 55 S.
- Dexter, A. R.; Richard, G.; Arrouays, D.; Czyż, E. A.; Jolivet, C.; Duval, O. (2008): Complexed organic matter controls soil physical properties. In: *Geoderma* 144 (3-4), S. 620–627. DOI: 10.1016/j.geoderma.2008.01.022.
- Doetterl, S.; Stevens, A.; Six, J.; Merckx, R.; van Oost, K.; Casanova Pinto, M. et al. (2015): Soil carbon storage controlled by interactions between geochemistry and climate. In: *Nat. Geosci.* 8 (10), S. 780–783. DOI: 10.1038/ngeo2516.
- Don, A.; Schumacher, J.; Freibauer, A. (2011): Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks - a meta-analysis. In: *Global change biology* 17 (4), S. 1658–1670. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x.
- Drexler, S.; Broll, G.; Don, A.; Flessa, H. (2020): Standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands. Hg. v. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. 220 S.
- Düwel, O.; Siebner, C.S.; Utermann, J.; Krone, F. (2007): Gehalte an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands. Bericht über länderübergreifende Auswertungen von Punktinformationen im FISBo BGR. Hg. v. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover. 61 S.
- DWD (2021a): Langjährige mittlere Jahrestemperatur Deutschland für den Zeitraum 1991 - 2020. Deutscher Wetterdienst. Online verfügbar unter https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/multi_annual/air_temperature_mean/grids_germany_multi_annual_air_temp_mean_1991_2020_17.asc.gz, zuletzt geprüft am 08.12.2022.
- DWD (2021b): Längjährige mittlere Niederschlagssumme Deutschlands für den Zeitraum 1991 - 2020. Deutscher Wetterdienst. Online verfügbar unter https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/multi_annual/precipitation/grids_germany_multi_annual_precipitation_1991-2020_17.asc.gz, zuletzt geprüft am 08.12.2022.

- Ebertseder, T.; Munzert, M.; Horn, D.; Maier, H. (2010): Ableitung von Einflussfaktoren auf die Humusgehalte von Böden durch flächenbezogene Auswertung von Bodenuntersuchungsdaten. In: Bericht zur Teilaufgabe 6 für den VDLUFA-F&E-Bericht „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden - Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“. Speyer. S. 253–280
- Esperschütz, J.; Gattinger, A.; Mäder, P.; Schloter, M.; Fliessbach, A. (2007): Response of soil microbial biomass and community structures to conventional and organic farming systems under identical crop rotations. In: *FEMS microbiology ecology* 61 (1), S. 26–37. DOI: 10.1111/j.1574-6941.2007.00318.x.
- Fine, A. K.; van Es, H. M.; Schindelbeck, R. R. (2017): Statistics, Scoring Functions, and Regional Analysis of a Comprehensive Soil Health Database. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 81 (3), S. 589–601. DOI: 10.2136/sssaj2016.09.0286.
- Franzluebbbers, A. J.; Arshad, M. A. (1997): Particulate Organic Carbon Content and Potential Mineralization as Affected by Tillage and Texture. In: *Soil Science Society of America Journal* 61 (5), S. 1382–1386. DOI: 10.2136/SSSAJ1997.03615995006100050014X.
- Freibauer, A.; Rounsevell, M. D.A.; Smith, P.; Verhagen, J. (2004): Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. In: *Geoderma* 122 (1), S. 1–23. DOI: 10.1016/j.geoderma.2004.01.021.
- García-Palacios, P.; Gattinger, A.; Bracht-Jørgensen, H.; Brussaard, L.; Carvalho, F.; Castro, H. et al. (2018): Crop traits drive soil carbon sequestration under organic farming. In: *J Appl Ecol* 55 (5), S. 2496–2505. DOI: 10.1111/1365-2664.13113.
- Gattinger, A.; Muller, A.; Haeni, M.; Skinner, C.; Fliessbach, A.; Buchmann, N. et al. (2012): Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109 (44), S. 18226–18231. DOI: 10.1073/pnas.1209429109.
- Gisi, Ulrich (1997): *Bodenökologie*. 51 Tabellen. 2., neu bearb. und erw. Aufl. Stuttgart: Thieme (Bücher Biowissenschaften).
- Goidts, E.; van Wesemael, B. (2007): Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005). In: *Geoderma* 141 (3-4), S. 341–354. DOI: 10.1016/j.geoderma.2007.06.013.
- Gottschalk, P.; Smith, J. U.; Wattenbach, M.; Bellarby, J.; Stehfest, E.; Arnell, N. et al. (2012): How will organic carbon stocks in mineral soils evolve under future climate? Global projections using RothC for a range of climate change scenarios. In: *Biogeosciences* 9 (8), S. 3151–3171. DOI: 10.5194/bg-9-3151-2012.
- Guenet, B.; Gabrielle, B.; Chenu, C.; Arrouays, D.; Balesdent, J.; Bernoux, M. et al. (2021): Can N₂O emissions offset the benefits from soil organic carbon storage? In: *Global Change Biol* 27 (2), S. 237–256. DOI: 10.1111/gcb.15342.
- Guo, L. B.; Gifford, R. M. (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. In: *Global change biology* 8 (4), S. 345–360. DOI: 10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x.
- Harbo, L. S.; Schulz, G.; Heinemann, H.; Dechow, R.; Poeplau, C. (2022): Flower strips as a carbon sequestration measure in temperate croplands. In: *Plant Soil* 23 (10), S. 1488. DOI: 10.1007/s11104-022-05718-5.

- Hassink, J. (1997): The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. In: *Plant and Soil* 191 (1), S. 77–87. DOI: 10.1023/A:1004213929699.
- Hermle, S.; Anken, T.; Leifeld, J.; Weiskopf, P. (2008): The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. In: *Soil and Tillage Research* 98 (1), S. 94–105. DOI: 10.1016/J.STILL.2007.10.010.
- Hirte, J.; Walder, F.; Hess, J.; Büchi, L.; Colombi, T.; van der Heijden, M. G.; Mayer, J. (2021): Enhanced root carbon allocation through organic farming is restricted to topsoils. In: *The Science of the total environment* 755 (Pt 2), S. 143551. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143551.
- Jarecki, M. K.; Lal, R. (2003): Crop Management for Soil Carbon Sequestration. In: *Critical Reviews in Plant Sciences* 22 (6), S. 471–502. DOI: 10.1080/713608318.
- Jian, J.; Du, X.; Reiter, M. S.; Stewart, R. D. (2020): A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. In: *Soil Biology and Biochemistry* 143 (16), S. 107735. DOI: 10.1016/j.soilbio.2020.107735.
- Johannes, A.; Matter, A.; Schulin, R.; Weiskopf, P.; Baveye, P. C.; Boivin, P. (2017): Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? In: *Geoderma* 302, S. 14–21. DOI: 10.1016/j.geoderma.2017.04.021.
- Johnson, M. G.; Levine, E. R.; Kern, J. S. (1995): Soil organic matter: Distribution, genesis, and management to reduce greenhouse gas emissions. In: *Water Air Soil Pollut* 82 (3-4), S. 593–615. DOI: 10.1007/BF00479414.
- Just, C.; Poeplau, C.; Don, A.; van Wesemael, B.; Kögel-Knabner, I.; Wiesmeier, M. (2021): A Simple Approach to Isolate Slow and Fast Cycling Organic Carbon Fractions in Central European Soils—Importance of Dispersion Method. In: *Front. Soil Sci.* 1, Artikel 692583, S. 212. DOI: 10.3389/fsoil.2021.692583.
- Kaiser, M.; Piegholdt, C.; Andruschkewitsch, R.; Linsler, D.; Koch, H.-J.; Ludwig, B. (2014): Impact of tillage intensity on carbon and nitrogen pools in surface and sub-surface soils of three long-term field experiments. In: *Eur J Soil Sci* 65 (4), S. 499–509. DOI: 10.1111/ejss.12146.
- 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. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141 (1-2), S. 184–192. DOI: 10.1016/j.agee.2011.02.029.
- Kauer, K.; Pärnpuu, S.; Talgre, L.; Eremeev, V.; Luik, A. (2021): Soil Particulate and Mineral-Associated Organic Matter Increases in Organic Farming under Cover Cropping and Manure Addition. In: *Agriculture* 11 (9), S. 903. DOI: 10.3390/agriculture11090903.
- Knorr, W.; Prentice, I. C.; House, J. I.; Holland, E. A. (2005): Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. In: *Nature* 433 (7023), S. 298–301. DOI: 10.1038/nature03226.
- Kögel-Knabner, I.; Wiesmeier, M.; Mayer, S. (2022): Mechanisms of soil organic carbon sequestration and implications for management. In: Cornelia Rumpel (Hg.): *Understanding and fostering soil carbon sequestration: Burleigh Dodds Science Publishing (Burleigh Dodds Series in Agricultural Science)*, S. 11–46.

- Kolbe, H.; Zimmer, J.; Beck, R.; Breuer, J.; Reinhold, J.; Barthelmes, G. et al. (2015): Leitfaden zur Humusversorgung. Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Hg. v. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Dresden. 64 S.
- Körschens, M.; Schulz, E. (1999): Die organische Bodensubstanz. Dynamik - Reproduktion - ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH Sektion Bodenforschung (13/1999). 78 S.
- Krauss, M.; Wiesmeier, M.; Don, A.; Cuperus, F.; Gattinger, A.; Gruber, S. et al. (2022): Reduced tillage in organic farming affects soil organic carbon stocks in temperate Europe. In: *Soil and Tillage Research* 216, S. 105262. DOI: 10.1016/j.still.2021.105262.
- Leifeld, J.; Fuhrer, J. (2010): Organic farming and soil carbon sequestration: what do we really know about the benefits? In: *Ambio* 39 (8), S. 585–599. DOI: 10.1007/s13280-010-0082-8.
- Lilburne, L.; Sparling, G.; Schipper, L. (2004): Soil quality monitoring in New Zealand: development of an interpretative framework. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104 (3), S. 535–544. DOI: 10.1016/j.agee.2004.01.020.
- Liu, S.; Zhang, Y.; Zong, Y.; Hu, Z.; Wu, S.; Zhou, J. et al. (2016): Response of soil carbon dioxide fluxes, soil organic carbon and microbial biomass carbon to biochar amendment: a meta-analysis. In: *GCB Bioenergy* 8 (2), S. 392–406. DOI: 10.1111/gcbb.12265.
- Loveland, P. (2003): Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. In: *Soil and Tillage Research* 70 (1), S. 1–18. DOI: 10.1016/S0167-1987(02)00139-3.
- Lu, M.; Zhou, X.; Yang, Q.; Li, H.; Luo, Y.; Fang, C. et al. (2013): Responses of ecosystem carbon cycle to experimental warming: a meta-analysis. In: *Ecology* 94 (3), S. 726–738. DOI: 10.1890/12-0279.1.
- Lugato, E.; Bampa, F.; Panagos, P.; Montanarella, L.; Jones, A. (2014): Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices. In: *Global change biology* 20 (11), S. 3557–3567. DOI: 10.1111/gcb.12551.
- Lugato, E.; Leip, A.; Jones, A. (2018): Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N₂O emissions. In: *Nature Clim Change* 8 (3), S. 219–223. DOI: 10.1038/s41558-018-0087-z.
- Luo, Z.; Wang, E.; Sun, O. J. (2010): Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139 (1-2), S. 224–231. DOI: 10.1016/j.agee.2010.08.006.
- Lützw, M. v.; Kögel-Knabner, I.; Ekschmitt, 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. In: *Eur J Soil Sci* 57 (4), S. 426–445. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x.
- Lützw, M. von; Kögel-Knabner, I. (2009): Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition—what do we know? In: *Biol Fertil Soils* 46 (1), S. 1–15. DOI: 10.1007/s00374-009-0413-8.

- Lützwow, M. von; Kögel-Knabner, I.; Ludwig, B.; Matzner, E.; Flessa, H.; Ekschmitt, K. et al. (2008): Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171 (1), S. 111–124. DOI: 10.1002/jpln.200700047.
- Macholdt, J.: Bodenfruchtbarkeit: Bedeutung und Förderung aus pflanzenbaulicher Sicht. In: *DLG Getreidemagazin* (6/2021), S. 12–15. DOI: 10.13140/RG.2.2.17273.60000.
- Marriott, E. E.; Wander, M. M. (2006): Total and Labile Soil Organic Matter in Organic and Conventional Farming Systems. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70 (3), S. 950–959. DOI: 10.2136/sssaj2005.0241.
- Marx, M.; Gaul, V. (2021): Gehaltsspannen von organischem Kohlenstoff in Ackerböden. In: *Bodenschutz* (4), S. 120–127. DOI: 10.37307/j.1868-7741.2021.04.03.
- Marx, M.; Schilli, C.; Rinklebe, J.; Kastler, M.; Molt, C.; Kaufmann-Boll, C. et al. (2016): Erarbeitung fachlicher, rechtlicher und organisatorischer Grundlagen zur Anpassung an den Klimawandel aus Sicht des Bodenschutzes. Teil 3: Bestimmung der Veränderungen des Humusgehalts und deren Ursachen auf Ackerböden Deutschlands. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. 88 S.
- Mathew, I.; Shimelis, H.; Mutema, M.; Minasny, B.; Chaplot, V. (2020): Crops for increasing soil organic carbon stocks – A global meta analysis. In: *Geoderma* 367 (1), S. 114230. DOI: 10.1016/j.geoderma.2020.114230.
- Mayer, M.; Krause, H.-M.; Fliessbach, A.; Mäder, P.; Steffens, M. (2022): Fertilizer quality and labile soil organic matter fractions are vital for organic carbon sequestration in temperate arable soils within a long-term trial in Switzerland. In: *Geoderma* 426 (1–4), S. 116080. DOI: 10.1016/j.geoderma.2022.116080.
- Moebius-Clune, B.N.; Moebius-Clune, D.J.; Gugino, B.K.; Idowu, O.J.; Schindelbeck, R.R.; Ristow, A.J. et al. (Hg.) (2016): *Comprehensive Assessment of Soil Health. The Cornell Framework Manual*. 3. Aufl. Genava, NY: Cornell University. 137 S.
- Nunes, M. R.; Veum, K. S.; Parker, P. A.; Holan, S. H.; Karlen, D. L.; Amsili, J. P. et al. (2021): The soil health assessment protocol and evaluation applied to soil organic carbon. In: *Soil Sci. Soc. Am. J.* 85 (4), S. 1196–1213. DOI: 10.1002/saj2.20244.
- Paustian, K.; Larson, E.; Kent, J.; Marx, E.; Swan, A. (2019): Soil C Sequestration as a Biological Negative Emission Strategy. In: *Front. Clim.* 1, Artikel 8, S. 1244. DOI: 10.3389/fclim.2019.00008.
- Pimentel, D.; Hepperly, P.; Hanson, J.; Douds, D.; Seidel, R. (2005): Environmental, Energetic, and Economic Comparisons of Organic and Conventional Farming Systems. In: *Soil Science Society of America Journal* 55 (7), S. 573. DOI: 10.1641/0006-3568(2005)055[0573:EEAECO]2.0.CO;2.
- Plante, A. F.; Conant, R. T.; Stewart, C. E.; Paustian, K.; Six, J. (2006): Impact of Soil Texture on the Distribution of Soil Organic Matter in Physical and Chemical Fractions. In: *Soil Sci. Soc. Am. j.* 70 (1), S. 287–296. DOI: 10.2136/sssaj2004.0363.
- Poeplau, C.; Don, A. (2015): Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200, S. 33–41. DOI: 10.1016/j.agee.2014.10.024.

- Poeplau, C.; Don, A.; Six, J.; Kaiser, M.; Benbi, D.; Chenu, C. et al. (2018): Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. In: *Soil Biology and Biochemistry* 125 (2), S. 10–26. DOI: 10.1016/j.soilbio.2018.06.025.
- Poeplau, C.; Don, A.; Vesterdal, L.; Leifeld, J.; van Wesemael, B. A.S.; Schumacher, J.; Gensior, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. In: *Global change biology* 17 (7), S. 2415–2427. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x.
- Poeplau, C.; Jacobs, A.; Don, A.; Vos, C.; Schneider, F.; Wittnebel, M. et al. (2020): Stocks of organic carbon in German agricultural soils—Key results of the first comprehensive inventory. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 183 (6), S. 665–681. DOI: 10.1002/jpln.202000113.
- 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. In: *Nature Clim Change* 4 (8), S. 678–683. DOI: 10.1038/nclimate2292.
- Prechtel, A.; Lützow, M. von; Uwe Schneider, B.; Bens, O.; Bannick, C. G.; Kögel-Knabner, I.; Hüttl, R. F. (2009): Organic carbon in soils of Germany: Status quo and the need for new data to evaluate potentials and trends of soil carbon sequestration. In: *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172 (5), S. 601–614. DOI: 10.1002/jpln.200900034.
- Rasse, D. P.; Rumpel, C.; Dignac, M.-F. (2005): Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. In: *Plant Soil* 269 (1-2), S. 341–356. DOI: 10.1007/s11104-004-0907-y.
- Rocci, K. S.; Lavalley, J. M.; Stewart, C. E.; Cotrufo, M. F. (2021): Soil organic carbon response to global environmental change depends on its distribution between mineral-associated and particulate organic matter: A meta-analysis. In: *The Science of the total environment* 793, S. 148569. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148569.
- Sanderman, J.; Hengl, T.; Fiske, G. J. (2017): Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114 (36), S. 9575–9580. DOI: 10.1073/pnas.1706103114.
- Scharlemann, J. P. W.; Tanner, E. V. J.; Hiederer, R.; Kapos, V. (2014): Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. In: *Carbon Management* 5 (1), S. 81–91. DOI: 10.4155/CMT.13.77.
- Seitz, D.; Fischer, L. M.; Dechow, R.; Wiesmeier, M.; Don, A. (2022): The potential of cover crops to increase soil organic carbon storage in German croplands. In: *Plant Soil* 25 (8), S. 2530. DOI: 10.1007/s11104-022-05438-w.
- Singh, B. P.; Setia, R.; Wiesmeier, M.; Kunhikrishnan, A. (2018): Agricultural Management Practices and Soil Organic Carbon Storage. In: *Soil Carbon Storage*, Bd. 31: Elsevier, S. 207–244.
- Six, J.; Conant, R. T.; Paul, E. A.; Paustian, K. (2002): Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. In: *Plant and Soil* 241 (2), S. 155–176. DOI: 10.1023/A:1016125726789.
- Sokol, N. W.; Kuebbing, S. E.; Karlsen-Ayala, E.; Bradford, M. A. (2019): Evidence for the primacy of living root inputs, not root or shoot litter, in forming soil organic carbon. In: *The New phytologist* 221 (1), S. 233–246. DOI: 10.1111/nph.15361.

- Sollins, P.; Homann, P.; Caldwell, B. A. (1996): Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. In: *Geoderma* 74 (1-2), S. 65–105. DOI: 10.1016/S0016-7061(96)00036-5.
- Tan, Z.; Lal, R.; Owens, L.; Izaurre (2007): Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. In: *Soil and Tillage Research* 92 (1-2), S. 53–59. DOI: 10.1016/j.still.2006.01.003.
- Treisch, M.; Burmeister, J. (2022): 35 Jahre Boden-Dauerbeobachtung landwirtschaftlich genutzter Flächen in Bayern. Band 1: Methoden, Standorte, Bewirtschaftung. Hg. v. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Institut für Ökologischen Landbau, Bodenkultur und Ressourcenschutz. 135 S.
- Verheijen, F.G.A.; Bellamy, P. H.; Kibblewhite, M. G.; Gaunt, J. L. (2005): Organic carbon ranges in arable soils of England and Wales. In: *soil use manage* 21 (1), S. 2–9. DOI: 10.1079/SUM2005288.
- Villarino, S. H.; Pinto, P.; Jackson, R. B.; Piñeiro, G. (2021): Plant rhizodeposition: A key factor for soil organic matter formation in stable fractions. In: *Science advances* 7 (16). DOI: 10.1126/sciadv.abd3176.
- Vorderbrügge, T. (2022): „Standorttypische Humusgehalte“ gemäß § 17 BBodSchG. In: *Bodenschutz* (4), S. 115–125. DOI: 10.37307/j.1868-7741.2022.04.04.
- 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. In: *SOIL* 4 (2), S. 153–167. DOI: 10.5194/soil-4-153-2018.
- Walker, T. W. N.; Kaiser, C.; Strasser, F.; Herbold, C. W.; Leblans, N. I. W.; Wobken, D. et al. (2018): Microbial temperature sensitivity and biomass change explain soil carbon loss with warming. In: *Nature Clim Change* 8 (10), S. 885–889. DOI: 10.1038/s41558-018-0259-x.
- Wessolek, G.; Kaupenjohann, M.; Dominik, P.; Ilg, K.; Schmitt, A.; Zeitz, J. et al. (2008): Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG. Hg. v. Umweltbundesamt. 210 S.
- West, T. O.; Post, W. M. (2002): Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation. In: *Soil Science Society of America Journal* 66 (6), S. 1930–1946. DOI: 10.2136/sssaj2002.1930.
- Wiesmeier, M.; Burmeister, J. (2022): 35 Jahre Boden-Dauerbeobachtung in der Landwirtschaft. Band 4: Humus. Hg. v. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Institut für Agrarökologie und Ökologischen Landbau. 83 S.
- Wiesmeier, M.; Hübner, R.; Dechow, R.; Maier, H.; Spörlein, P.; Geuß, U. et al. (2014a): Estimation of past and recent carbon input by crops into agricultural soils of southeast Germany. In: *European Journal of Agronomy* 61 (2), S. 10–23. DOI: 10.1016/j.eja.2014.08.001.
- Wiesmeier, M.; Hübner, R.; Kögel-Knabner, I. (2015): Stagnating crop yields: An overlooked risk for the carbon balance of agricultural soils? In: *The Science of the total environment* 536, S. 1045–1051. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.07.064.
- Wiesmeier, M.; Hübner, R.; Spörlein, P.; Geuß, U.; Hangen, E.; Reischl, A. et al. (2014b): Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation. In: *Global Change Biol* 20 (2), S. 653–665. DOI: 10.1111/gcb.12384.

Wiesmeier, M.; Poeplau, C.; Sierra, C. A.; Maier, H.; Frühauf, C.; Hübner, R. et al. (2016): Projected loss of soil organic carbon in temperate agricultural soils in the 21(st) century: effects of climate change and carbon input trends. In: Scientific reports 6, S. 32525. DOI: 10.1038/srep32525.

Wiesmeier, M.; Urbanski, L.; Hobley, E.; Lang, B.; Lützw, M. von; Marin-Spiotta, E. et al. (2019): Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. In: Geoderma 333 (5), S. 149–162. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.07.026.

Anhang

Nachfolgend werden die untersuchten Humusparameter C_{org} , N_t und C_{org}/N_t innerhalb einer Karte Bayerns für jeden Standort dargestellt. Zudem werden die Bodenarten, die Höhenlage und mittlere Jahrestemperatur sowie die mittlere jährliche Niederschlagssumme für einen Zeitraum von 1991 – 2020 in mehreren Karte Bayerns abgebildet. Die zugrundeliegenden Geobasisdaten sind bei der Bayerischen Vermessungsverwaltung unter www.geodate-nonline.bayern.de erhältlich.

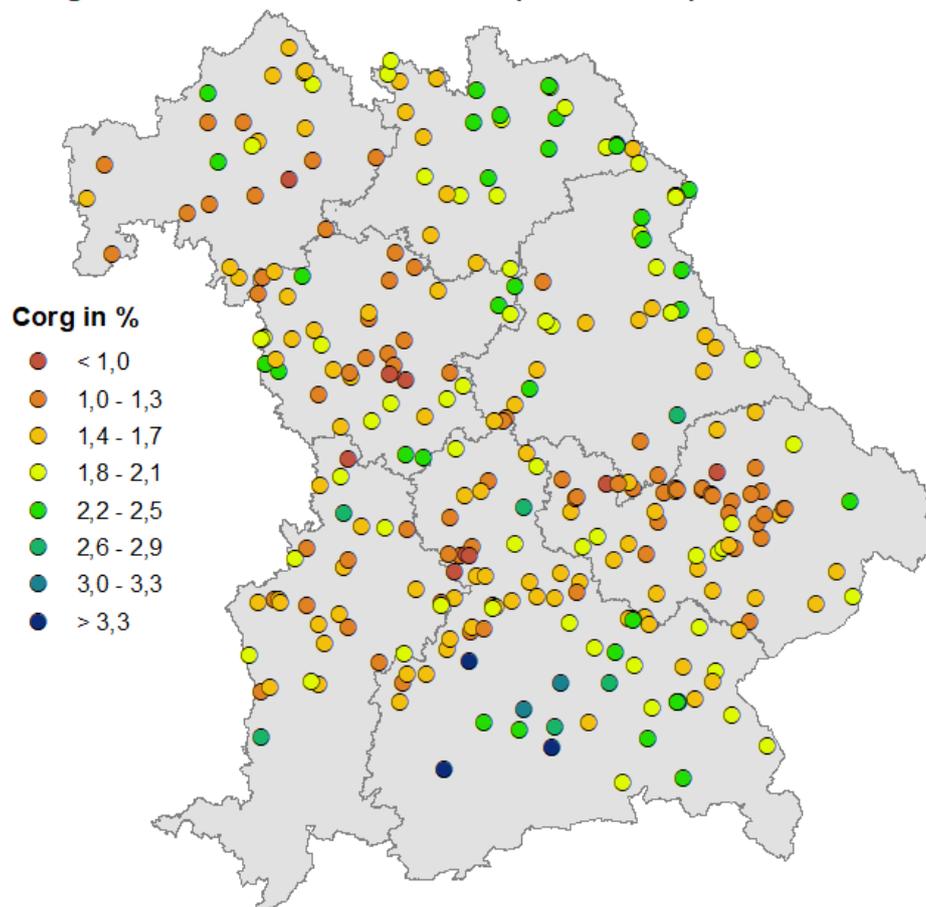
Die Wetterdaten sind im Climate Data Center des Deutschen Wetterdienstens verfügbar:

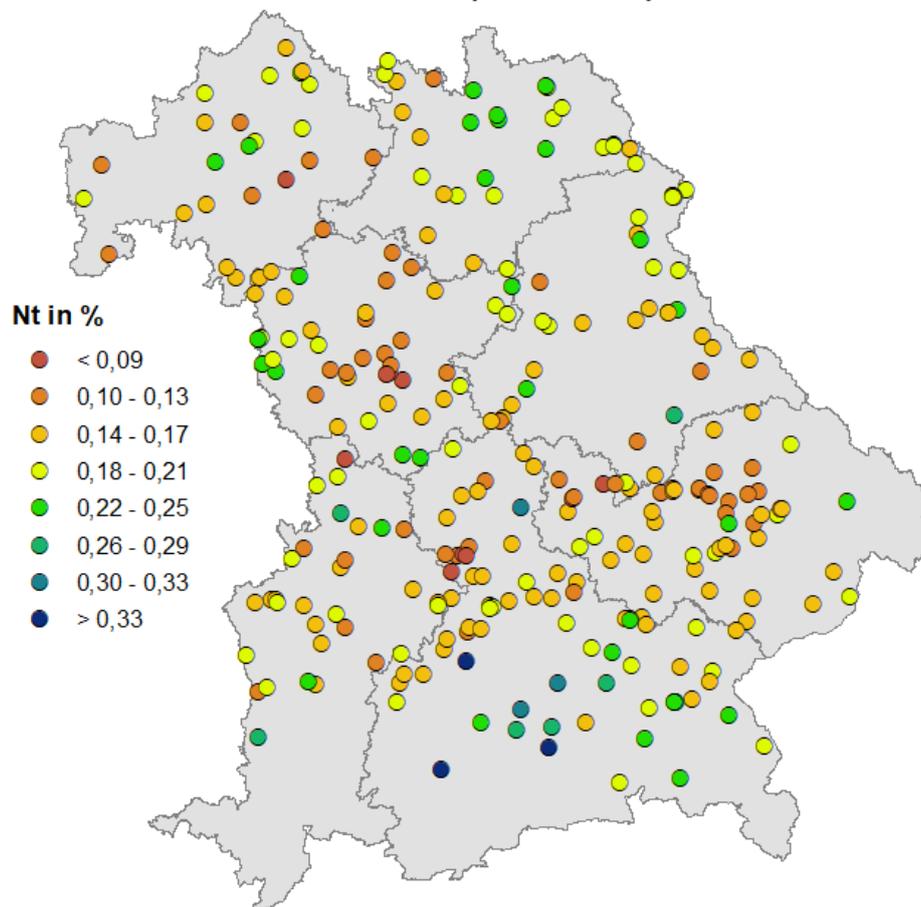
Mittlere Jahrestemperatur:

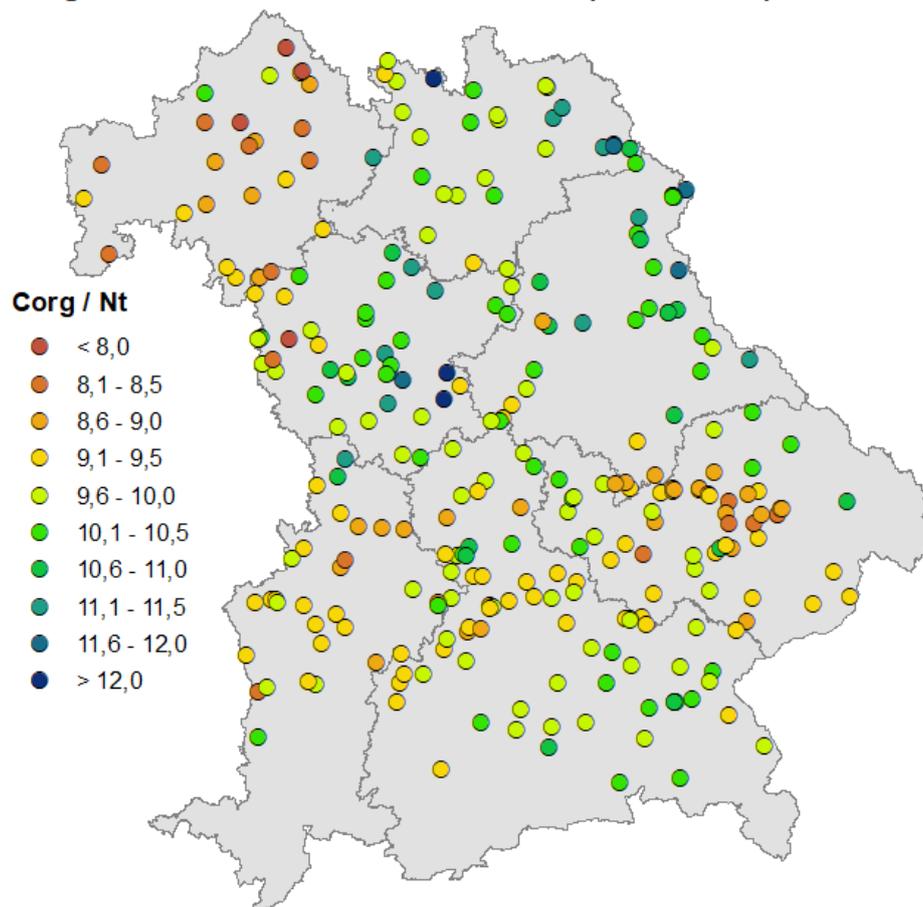
https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/multi_annual/air_temperature_mean/grids_germany_multi_annual_air_temp_mean_1991_2020_17.asc.gz

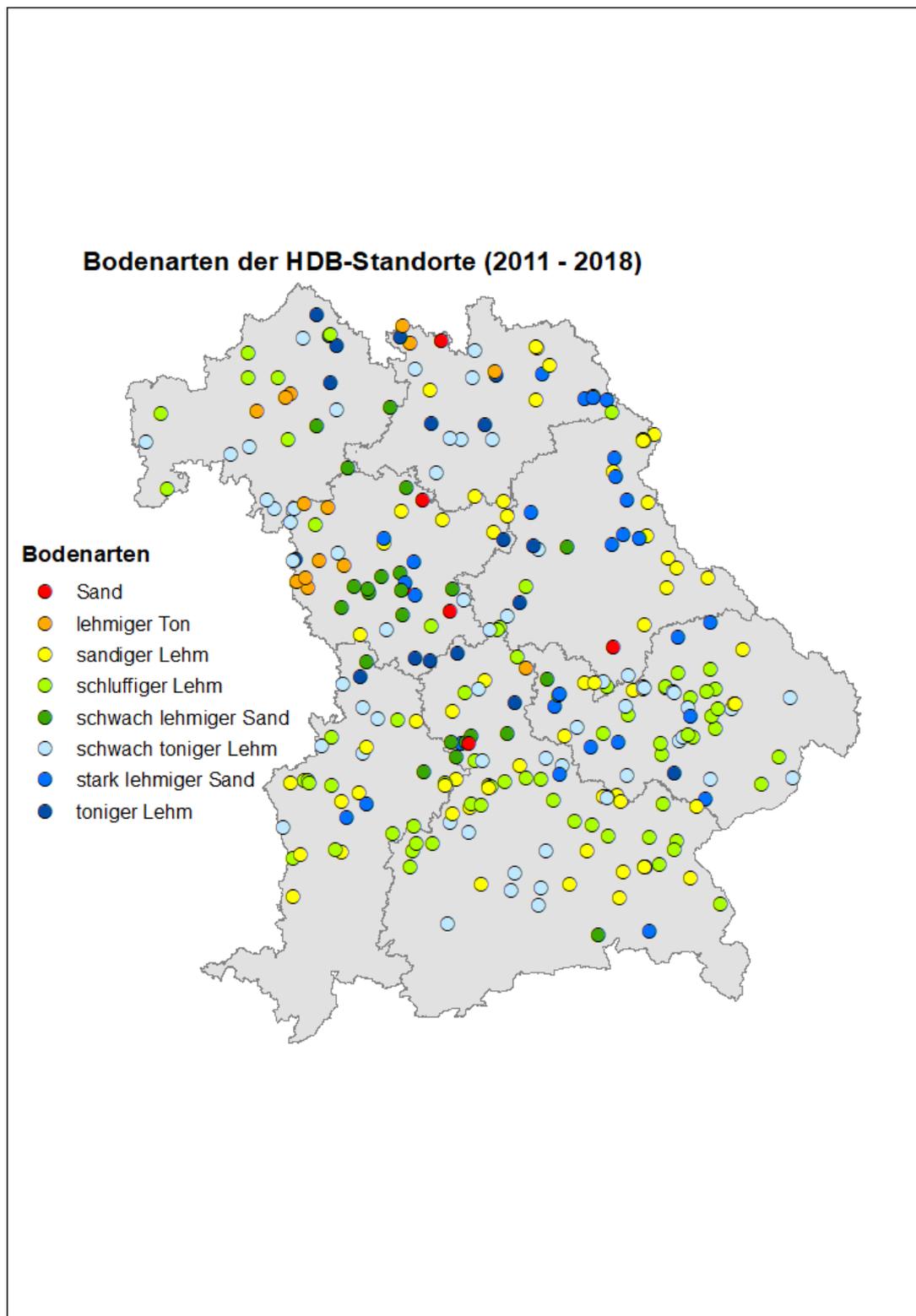
Mittlere jährliche Niederschlagssumme:

https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/multi_annual/precipitation/grids_germany_multi_annual_precipitation_1991-2020_17.asc.gz

Corg-Gehalte der HDB-Standorte (2011 - 2018)

Nt-Gehalte der HDB-Standorte (2011 - 2018)

Corg/Nt-Verhältnis der HDB-Standorte (2011 - 2018)



Höhenlage der HDB-Standorte (2011 - 2018)

