

## Die Entwicklung des Kohlenstoffvorrats im Ober- und Unterboden an Standorten der Nationalen Bodenbeobachtung innerhalb von 30 Jahren

### Autorinnen und Autoren

Iris Wollmann\*, Nikolas Klaudy\*, Daniel Suter, Ramon Zimmermann, Noemi Shavit, Juliane Hirte

\*Iris Wollmann und Nikolas Klaudy haben gleichermassen zu dieser Arbeit beigetragen



## Impressum

---

Herausgeber	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich <a href="http://www.agroscope.ch">www.agroscope.ch</a>
Auskünfte	<a href="mailto:Iris.wollmann@agroscope.admin.ch">Iris.wollmann@agroscope.admin.ch</a>
Titelbild	Agroscope
Download	<a href="http://www.agroscope.ch/science">www.agroscope.ch/science</a>
Copyright	© Agroscope 2025
ISSN	AS : 2296-729X
DOI	<a href="https://doi.org/10.34776/as216q">https://doi.org/10.34776/as216q</a>

---

### Haftungsausschluss :

Die in dieser Publikation enthaltenen Angaben dienen allein zur Information der Leser/innen. Agroscope ist bemüht, korrekte, aktuelle und vollständige Informationen zur Verfügung zu stellen – übernimmt dafür jedoch keine Gewähr. Wir schliessen jede Haftung für eventuelle Schäden im Zusammenhang mit der Umsetzung der darin enthaltenen Informationen aus. Für die Leser/innen gelten die in der Schweiz gültigen Gesetze und Vorschriften, die aktuelle Rechtsprechung ist anwendbar.

---

# Inhalt

<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>4</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>5</b>
<b>Riassunto</b> .....	<b>6</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Einleitung und Zielsetzung</b> .....	<b>8</b>
<b>2 Datenerhebung</b> .....	<b>10</b>
2.1 NABO-Messnetz und Standorte .....	10
2.2 Probenahme und Probenaufbereitung .....	11
2.3 Kohlenstoffanalyse .....	12
2.4 Bestimmung der Bodendichte .....	12
2.5 Methodische Unterschiede zwischen erster und siebter Erhebung .....	13
2.6 Zusätzlich verwendete Daten .....	13
<b>3 Datenharmonisierung</b> .....	<b>16</b>
3.1 Kriterien für die Datenauswahl .....	16
3.2 Harmonisierung des Kohlenstoffgehalts aus unterschiedlichen Messmethoden .....	17
3.3 Schätzung fehlender Werte der Lagerungsdichte .....	18
3.4 Tiefeninterpolation der unterschiedlichen pedologischen Horizonte .....	19
3.5 Harmonisierung der Lagerungsdichte aus unterschiedlichen Bestimmungsmethoden .....	20
<b>4 Datenauswertung</b> .....	<b>23</b>
4.1 Berechnung des Kohlenstoffvorrats .....	23
4.2 Statistische Auswertung .....	23
4.3 Quantifizierung der Unsicherheiten .....	26
4.4 Software .....	27
<b>5 TOC-Vorrat der ersten und siebten Erhebung und dessen Entwicklung</b> .....	<b>28</b>
5.1 TOC-Vorrat im Ober- und Unterboden .....	28
5.2 Änderung des TOC-Vorrats und minimale nachweisbare Differenz .....	29
5.3 TOC-Vorrat in Abhängigkeit der Landnutzung .....	30
<b>6 Pedoklimatische Einflüsse auf den TOC-Vorrat und dessen Änderung</b> .....	<b>32</b>
6.1 Pedoklimatische Einflüsse auf den TOC-Vorrat .....	32
6.2 Pedoklimatische Einflüsse auf die Änderung des TOC-Vorrats .....	33
<b>7 Limitationen der Datengrundlage und Empfehlungen für das Bodenmonitoring</b> .....	<b>37</b>
<b>8 Schlussfolgerung</b> .....	<b>39</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b> .....	<b>40</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b> .....	<b>42</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b> .....	<b>42</b>
<b>Danksagung</b> .....	<b>44</b>
<b>Autorenbeiträge</b> .....	<b>44</b>
<b>Einsatz von künstlicher Intelligenz</b> .....	<b>44</b>
<b>Literaturverzeichnis</b> .....	<b>45</b>
<b>Anhang</b> .....	<b>49</b>

## Zusammenfassung

Der Gesamtvorrat an organischem Kohlenstoff (total organic carbon – TOC) im Boden ist von zentraler Bedeutung für die landwirtschaftliche Produktivität, die Klimaregulation und die ökologischen Funktionen des Bodens. Er wird massgeblich durch Umweltbedingungen sowie durch landwirtschaftliche Bewirtschaftungspraktiken beeinflusst. Änderungen im TOC-Vorrat lassen sich häufig erst im Verlauf von Jahrzehnten quantifizieren. Langfristige Messprogramme wie die Nationale Bodenbeobachtung (NABO) ermöglichen es, solche Veränderungen zuverlässig zu erfassen. Während im Oberboden (0–20 cm) an über 100 NABO-Standorten in den letzten 30 Jahren keine Veränderungen festgestellt wurden, fehlen bisher Daten zur langfristigen Entwicklung des TOC-Vorrats im Unterboden. Grund dafür sind die spätere Einführung einer systematischen Tiefenbeprobung und Unterschiede in der Probenahme, Tiefeneinteilung, TOC-Analytik und Bestimmung der Lagerungsdichte im Vergleich zur ersten Erhebungsperiode der NABO (1985–1989). Ziel dieser Studie ist es daher, (i) die Daten der ersten (1985–1989) und siebten (2015–2019) Erhebung zur Berechnung des profillumfassenden TOC-Vorrats zu harmonisieren, (ii) Veränderungen des TOC-Vorrats in Abhängigkeit von der Landnutzung zu quantifizieren, (iii) den Einfluss pedoklimatischer Bedingungen auf den TOC-Vorrat und dessen Entwicklung zu analysieren sowie (iv) bestehende Limitationen der Datengrundlage zu identifizieren und Empfehlungen für künftige Erhebungen abzuleiten.

Der TOC-Vorrat berechnet sich aus dem gemessenen TOC-Gehalt und der Lagerungsdichte des Bodens. Für 58 Standorte der Landnutzungen Ackerbau, Grasland, Obst-/Rebbau und Wald lagen annähernd vollständige Daten zum gemessenen TOC-Gehalt und zur Lagerungsdichte für beide Erhebungen vor. Zur Vergleichbarkeit der TOC-Vorräte wurden vier Harmonisierungsschritte durchgeführt: (1) Die TOC-Gehalte unterschiedlicher Messmethoden wurden mithilfe eines generalisierten linearen Modells vereinheitlicht, (2) fehlende Lagerungsdichten durch eine neu entwickelte Pedotransferfunktion geschätzt, (3) die Tiefenverteilung der Bodenparameter mittels massenerhaltender Spline-Interpolation bis 60 cm standardisiert und (4) ein Regressionsmodell zur Korrektur methodenbedingter Unterschiede in der Lagerungsdichte entwickelt. Die harmonisierten TOC-Vorräte sowie deren Änderungen wurden in Abhängigkeit von Landnutzung und Standortbedingungen mithilfe linearer Modelle ausgewertet. Zudem wurden die minimale nachweisbare Differenz des TOC-Vorrats, pedoklimatische Einflüsse und Unsicherheiten der einzelnen Harmonisierungsschritte quantifiziert.

Der TOC-Vorrat betrug in der ersten und siebten Erhebung durchschnittlich 62 respektive 55 t TOC ha<sup>-1</sup> im Oberboden (0–20 cm) und 57 respektive 50 t TOC ha<sup>-1</sup> im Unterboden (20–60 cm). Im Oberboden von Ackerbaustandorten zeigte der TOC-Vorrat eine signifikante Abnahme über die Zeit; im Unterboden und innerhalb der anderen Landnutzungen war der Unterschied zwischen den Erhebungen statistisch nicht signifikant. Hier wären je nach Landnutzung und Bodentiefe 1.0–17.6 mal grössere Abweichungen erforderlich gewesen, um signifikante Veränderungen nachweisen zu können. Grasland wies im Oberboden einen 1.5-fach höheren TOC-Vorrat auf als Ackerland – vermutlich bedingt durch geringere Störungen des Bodens und höhere Wurzelbiomasse – während Wald-, Obst- und Rebbau Standorte dazwischen lagen. Im Unterboden wurden keine signifikanten Unterschiede im TOC-Vorrat zwischen den Landnutzungen festgestellt.

Auf Acker-, Grasland- und Waldstandorten zeigte der TOC-Vorrat im Oberboden einen positiven Zusammenhang mit dem Tongehalt, was auf eine höhere Stabilisierung organischen Materials in feinkörnigen Böden hinweist. Je nach Landnutzung korrelierte der TOC-Vorrat im Unterboden positiv mit dem pH-Wert, der Höhenlage oder der Hangneigung. Die Änderung des TOC-Vorrats zwischen erster und siebter Erhebung stand primär in negativem Zusammenhang mit dem initialen TOC-Vorrat, was auf eine Zunahme bei zunächst niedrigen, und eine Abnahme bei zunächst hohem TOC-Vorrat schliessen lässt. Die Unsicherheiten in der Datenharmonisierung lagen bei jeweils 7–9% für die Schätzung fehlender Werte und Umrechnungen von Werten zwischen verschiedenen Bestimmungsmethoden sowie bei nur etwa 1% für die Tiefeninterpolation.

Für das zukünftige Monitoring des TOC-Vorrats gelten Unterschiede in der Tiefeneinteilung von Unterbodenproben als unkritisch – vorausgesetzt, es kommen Spline-basierte Interpolationsverfahren zum Einsatz. Eine konsistente oder harmonisierte Methodik der Kohlenstoffanalytik und Bodendichtebestimmung sowie die Quantifizierung der kleinräumigen Variabilität und des tatsächlichen Skelettgehalts sind jedoch unerlässlich für belastbare, profillumfassende TOC-Berechnungen. Um den Einfluss von Bewirtschaftungsmassnahmen auf den TOC-Vorrat in Ackerböden und für ein nachhaltiges Bodenmanagement in der Schweiz fundiert bewerten zu können, sollten künftig neben pedoklimatischen Bedingungen auch Informationen zur Bodenbewirtschaftung systematisch in die Datenauswertung einbezogen werden.

## Résumé

Les réserves de carbone organique total (COT) dans le sol jouent un rôle central pour la productivité agricole, la régulation du climat et les fonctions écologiques du sol. Elles sont fortement influencées par les conditions environnementales ainsi que par les pratiques d'exploitation agricole. Les changements dans les réserves de COT ne peuvent souvent être quantifiés qu'au bout de plusieurs décennies. Des programmes de mesures à long terme, tels que l'Observatoire national des sols (NABO), permettent de détecter de manière fiable de tels changements. Alors qu'aucune évolution n'a été constatée dans la couche supérieure (0–20 cm) sur plus de 100 sites NABO au cours des 30 dernières années, il n'existe jusqu'à présent aucune donnée sur l'évolution à long terme des réserves de COT dans la couche sous-jacente. Cette lacune s'explique par l'introduction plus tardive d'un échantillonnage systématique en profondeur ainsi que par des différences dans la méthode d'échantillonnage, la répartition en profondeur, les méthodes analytiques du COT et la détermination de la densité apparente par rapport à la première période de mesure du NABO (1985-1989). L'objectif de cette étude est donc d'harmoniser d'un point de vue méthodologique les données de la première (1985–1989) et de la septième (2015–2019) période de relevés afin de calculer les réserves de COT en fonction du profil, (ii) de quantifier l'évolution de ces réserves en fonction de l'utilisation du sol, (iii) d'analyser l'influence des conditions pédoclimatiques sur les réserves de COT et son évolution et enfin (iv) d'identifier les limites existantes de la base de données et de formuler des recommandations pour les relevés futurs.

Les réserves de COT sont calculées à partir de la teneur mesurée en COT et de la densité apparente du sol. Pour 58 sites correspondant à l'utilisation grandes cultures, surfaces herbagères, arboriculture, viticulture et forêts, des données presque complètes sur la teneur en COT et la densité apparente étaient disponibles pour les deux périodes de relevés. Quatre étapes d'harmonisation ont été réalisées afin de comparer les réserves de COT: (1) les teneurs en COT obtenues par différentes méthodes de mesure ont été unifiées à l'aide d'un modèle linéaire généralisé, (2) les densités apparentes manquantes ont été estimées à l'aide d'une nouvelle fonction de pédotransfert, (3) la répartition en profondeur des paramètres du sol a été standardisée jusqu'à 60 cm à l'aide d'une interpolation par splines conservant la masse et (4) un modèle de régression a été développé pour corriger les différences dues à la méthode dans la densité apparente. Les réserves de COT harmonisées ainsi que leur évolution ont été analysés à l'aide de modèles linéaires en fonction de l'utilisation du sol et des conditions du site. Par ailleurs, la différence minimale détectable dans les réserves de COT, les influences pédoclimatiques et les incertitudes associées à chaque étape de l'harmonisation ont été quantifiées.

Les réserves de COT étaient en moyenne de respectivement 62 et 55 t de COT ha<sup>-1</sup> dans la couche supérieure (0–20 cm) pour la première et la septième période de relevés et de respectivement 57 et 50 t de COT ha<sup>-1</sup> dans la couche sous-jacente (20–60 cm). Dans la couche supérieure des sites grandes cultures, les réserves de COT ont significativement diminué au fil du temps; dans la couche sous-jacente et pour les autres types d'utilisation des terres, les différences entre les périodes de relevés n'étaient pas significatives du point de vue statistique. Selon l'utilisation du sol et la profondeur, des écarts 1,0 à 17,6 fois plus importants auraient été nécessaires pour détecter des changements significatifs. Dans la couche supérieure des surfaces herbagères, des réserves de COT 1,5 fois plus élevées que pour les grandes cultures – probablement en raison d'une moindre perturbation du sol et d'une biomasse racinaire plus importante – ont été relevées, tandis que les sites forestiers, arboricoles et viticoles affichaient des valeurs intermédiaires. Aucun écart significatif n'a été observé dans la couche sous-jacente entre les différentes utilisations du sol.

Dans les grandes cultures, les surfaces herbagères et les sites forestiers, une corrélation positive a été observée entre la teneur en argile et les réserves de COT dans la couche supérieure, ce qui indique une meilleure stabilisation de la matière organique dans les sols à texture fine. Selon l'utilisation du sol, les réserves de COT dans la couche sous-jacente présentaient une corrélation positive avec le pH, l'altitude ou la déclivité. L'évolution des réserves de COT entre la première et la septième période de relevés était principalement corrélée négativement avec les réserves initiales de COT, ce qui suggère une augmentation là où les valeurs initiales étaient faibles et une diminution là où elles étaient élevées. Les incertitudes liées à l'harmonisation des données étaient de 7 à 9 % pour l'estimation des valeurs manquantes ainsi que la conversion des valeurs entre différentes méthodes de mesure et environ de seulement 1 % pour l'interpolation en profondeur.

Pour le suivi futur des réserves de COT, les différences dans la répartition en profondeur des échantillons de la couche sous-jacente ne sont pas critiques, à condition d'utiliser des méthodes d'interpolation basées sur les splines. Toutefois, une méthodologie cohérente ou harmonisée pour l'analyse du carbone et la détermination de la densité du sol ainsi que

la quantification de la variabilité spatiale à petite échelle et de la pierrosité réelle sont essentielles pour des calculs fiables des réserves de COT à l'échelle du profil. Afin d'évaluer de manière fondée l'influence des pratiques d'exploitation agricole sur les réserves de COT sur les sols des grandes cultures et de promouvoir une gestion durable des sols en Suisse, les données relatives à l'exploitation des terres devraient également être intégrées systématiquement dans l'analyse des données, en complément des conditions pédoclimatiques.

## Riassunto

Le riserve di carbonio organico totale (TOC) nel suolo sono di fondamentale importanza per la produttività agricola, la regolazione del clima e le funzioni ecologiche del suolo stesso. Esse sono fortemente influenzate dalle condizioni ambientali e dalle pratiche di gestione agricole. I cambiamenti nelle riserve di TOC possono spesso essere quantificati solo nel corso di decenni. Programmi di monitoraggio a lungo termine, come l'Osservatorio nazionale dei suoli (NABO), consentono di rilevare in modo affidabile tali cambiamenti. Nello strato superficiale (0–20 cm) non sono stati osservati cambiamenti in oltre 100 siti NABO negli ultimi 30 anni; tuttavia, mancano ancora dati sull'evoluzione sul lungo periodo delle riserve di TOC negli strati inferiori. Ciò è dovuto alla successiva introduzione di un campionamento sistematico in profondità e a differenze nei metodi per il prelievo dei campioni, nella suddivisione in profondità, nelle analisi del TOC e nella determinazione della densità apparente rispetto al primo periodo di rilevamento NABO. Lo scopo di questo studio è quindi quello di (i) armonizzare i dati del primo (1985–1989) e del settimo (2015–2019) rilevamento al fine di calcolare la riserva di TOC in funzione del profilo, (ii) quantificare i cambiamenti della riserva in funzione dell'uso del suolo, (iii) analizzare l'impatto delle condizioni pedoclimatiche sulle riserve di TOC e sul loro sviluppo, nonché (iv) identificare le limitazioni esistenti della base di dati e formulare raccomandazioni per i rilevamenti futuri.

Le riserve di TOC si calcolano in base al tenore di TOC rilevato e alla densità apparente del suolo. Per 58 siti, il cui suolo è destinato a campicoltura, superfici inerbite, frutticoltura, viticoltura e foreste, erano disponibili dati quasi completi sul tenore di TOC rilevato e sulla densità apparente per entrambi i rilevamenti. Per rendere confrontabili le riserve di TOC, sono state effettuate quattro fasi di armonizzazione: (1) i tenori di TOC ottenuti attraverso diversi metodi di misurazione sono stati uniformati tramite un modello lineare generalizzato; (2) le densità apparenti mancanti sono state stimate tramite una nuova funzione di pedotrasferimento; (3) la distribuzione in profondità dei parametri del suolo è stata standardizzata fino a 60 cm mediante interpolazione spline a conservazione di massa ed (4) è stato sviluppato un modello di regressione per correggere le differenze nella determinazione della densità apparente scaturite dai metodi usati. Le riserve di TOC armonizzate, così come i loro cambiamenti, sono state analizzate mediante modelli lineari in funzione dell'uso del suolo e delle condizioni locali. Sono state inoltre quantificate la differenza minima rilevabile nella riserva di TOC, le influenze pedoclimatiche e le incertezze delle singole fasi di armonizzazione.

Le riserve di TOC erano in media pari a 62 e 55 t TOC ha<sup>-1</sup> nello strato superficiale (0–20 cm) rispettivamente nel primo e nel settimo rilevamento, e a 57 e 50 t TOC ha<sup>-1</sup> nello strato profondo (20–60 cm). Nello strato superficiale dei siti a uso agricolo, si è osservata una diminuzione significativa della riserva di TOC nel tempo; nello strato profondo e nel caso di altri usi del suolo, le differenze tra i rilevamenti non risultavano statisticamente significative. A seconda dell'uso del suolo e della profondità, infatti, sarebbero state necessarie deviazioni da 1,0 a 17,6 volte maggiori per rilevare variazioni significative. Nello strato superficiale, le superfici inerbite presentavano una riserva di TOC 1,5 volte superiore rispetto ai terreni agricoli, probabilmente a causa del minore disturbo del suolo e della maggiore biomassa radicale, mentre i siti forestali, frutticoli e viticoli presentavano valori intermedi. Nello strato profondo non sono state riscontrate differenze significative nella riserva di TOC tra i diversi usi del suolo.

Nei siti agricoli, prativi e forestali, la riserva di TOC nello strato superficiale mostrava una correlazione positiva con il contenuto di argilla, indicando una maggiore stabilizzazione della sostanza organica nei suoli a grana fine. A seconda dell'uso del suolo, la riserva di TOC nello strato profondo era positivamente correlata al valore pH, all'altitudine o alla pendenza. Il cambiamento nella riserva di TOC tra il primo e il secondo rilevamento era principalmente correlato negativamente con la riserva di TOC iniziale, il che indica un aumento nei siti con valori iniziali bassi e una diminuzione in quelli con valori iniziali elevati. Le incertezze legate all'armonizzazione dei dati erano del 7–9% per la stima dei valori mancanti e per la conversione dei valori tra metodi analitici differenti, e di circa l'1% per l'interpolazione della profondità.

Per il futuro monitoraggio delle riserve di TOC, le differenze nella suddivisione per profondità dei campioni dello strato profondo non sono considerate critiche, a condizione che si utilizzino metodi di interpolazione basati su spline. Tuttavia,

una metodologia coerente o armonizzata per l'analisi del carbonio e la determinazione della densità apparente, così come la quantificazione della variabilità spaziale su piccola scala e del reale contenuto scheletrico sono, a seconda del profilo, essenziali per calcoli affidabili della riserva di TOC. Per valutare in modo fondato l'influenza delle pratiche agricole sulla riserva di TOC nella campicoltura e promuovere una gestione sostenibile del suolo in Svizzera, in futuro dovrebbero essere sistematicamente integrate nell'analisi dei dati anche le informazioni sulla gestione del suolo, oltre alle condizioni pedoclimatiche.

## Abstract

Total organic carbon (TOC) stocks in soil are of central importance for agricultural productivity, climate regulation, and soil ecological functions. They are strongly influenced by environmental conditions and agricultural management practices, yet changes in TOC stocks often only become detectable over decades. Long-term monitoring programs such as the Swiss National Soil Monitoring Network (NABO) enable reliable detection of such changes. While no changes in topsoil (0–20 cm) TOC have been observed at more than 100 NABO sites over the past 30 years, data on subsoil dynamics remain scarce. This gap reflects the later introduction of systematic subsoil sampling and inconsistencies in sampling procedures, depth intervals, TOC analysis, and bulk density determination compared with the first NABO monitoring period (1985–1989). The aims of this study were therefore to (i) harmonize data from the first (1985–1989) and seventh (2015–2019) monitoring period for profile-wide TOC stock calculations, (ii) quantify land use-specific changes in TOC stocks, (iii) assess the influence of pedoclimatic factors on TOC stocks and their temporal dynamics, and (iv) identify data limitations and provide recommendations for future monitoring.

TOC stocks are calculated from measured TOC content and bulk density. Nearly complete datasets on TOC content and bulk density were available for 58 cropland, grassland, orchard/vineyard, and forest sites for both monitoring periods. To ensure comparability, four harmonization steps were implemented: (1) TOC contents determined with different analytical methods were standardized using a generalized linear model; (2) missing bulk density values were estimated with a newly developed pedotransfer function; (3) the depth distributions of the soil parameters were standardized to 60 cm using mass-preserving spline interpolation; and (4) a regression model was developed to correct method-specific differences in bulk density between the monitoring periods. Changes in the harmonized TOC stocks were analyzed in relation to land use and site conditions using linear models. Finally, the minimal detectable difference, pedoclimatic effects, and uncertainties from the harmonization steps were quantified.

Average TOC stocks across the first and seventh monitoring period were 62 and 55 t TOC ha<sup>-1</sup>, respectively, in the topsoil (0–20 cm), and 57 and 50 t TOC ha<sup>-1</sup>, respectively, in the subsoil (20–60 cm). Topsoil TOC stocks in croplands declined significantly over time, whereas changes in subsoil and in other land uses were not statistically significant. Depending on land use and soil depth, changes would have needed to be 1.0–17.6 times larger to be statistically significant. The topsoil in grassland had 1.5 times higher TOC stocks than cropland—likely due to lower soil disturbance and greater root biomass—while forests and orchards/vineyards showed intermediate values. No significant differences in subsoil TOC stocks were found between land uses.

Topsoil TOC stocks in cropland, grassland and forest sites were positively correlated with clay content, pointing at greater stabilization of organic matter in fine-textured soils. In the subsoil, TOC stocks correlated positively with soil pH, elevation, or slope, depending on land use. Changes in TOC stocks between monitoring periods were primarily negatively correlated with initial TOC stocks, suggesting gains in soils with initially low carbon and losses in soils with initially high carbon. Uncertainties in data harmonization were 7–9% for gap-filling and method conversions, but only ~1% for depth interpolation.

For future monitoring of TOC stocks, differences in subsoil depth intervals are considered uncritical when spline-based interpolation is applied. However, consistent analytical methods for TOC content and bulk density, as well as quantification of small-scale variability and stone content, are essential for robust, profile-wide estimates of TOC stocks. To better evaluate management effects on cropland TOC and support sustainable soil management in Switzerland, future monitoring should systematically include management data alongside pedoclimatic factors.

This publication is also available in English in its entirety: <https://doi.org/10.34776/as216e>

# 1 Einleitung und Zielsetzung

Der Vorrat an organischem Kohlenstoff (TOC, Total Organic Carbon) in Böden beeinflusst deren Regulierungs-, Lebensraum- und Produktionsfunktion und ist eine bedeutende Grösse im globalen Kohlenstoffkreislauf. Somit ist er sowohl für die landwirtschaftliche Produktion als auch für die Entwicklung des Klimas von grosser Bedeutung. Daten zu Vorrat und zeitlicher Entwicklung des TOC im Boden werden in der Forschung, in der landwirtschaftlichen Beratung (Pfister et al., 2025), in der Klimaberichterstattung (FOEN, 2025) und im agrar- und umweltpolitischen Vollzug verwendet (Bundesrat, 2025).

Die Dynamik des TOC-Vorrats im Boden wird massgeblich durch Einträge von organischem Material in den Boden, mikrobielle Zersetzung dieses Materials und Austräge in Form von Kohlendioxid durch Bodenatmung getrieben (Jackson et al., 2017). Dabei werden alle drei Prozesse sowohl kurz- als auch langfristig durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung wie Landnutzung, Düngung oder Bodenbearbeitung und Umwelteigenschaften wie Bodenart, Geologie, Klima oder Wetter beeinflusst (Funes et al., 2019; Vos et al., 2019; Wiesmeier et al., 2012). Änderungen im TOC-Vorrat vollziehen sich über lange Zeiträume und können erst nach Jahrzehnten nachweisbar sein (Schrumpf et al., 2011). Langzeit-Bodenbeobachtungsprogramme sind daher von grosser Bedeutung, um langfristige Veränderungen im TOC-Vorrat zu erkennen, Bodenkohlenstoff-Modelle zu validieren und Empfehlungen für die Praxis abzuleiten (Capriel, 2013; van Wesemael et al., 2011). In den letzten Jahrzehnten wurde in zahlreichen Langzeitstudien europäischer Länder ein Rückgang des TOC-Vorrats in landwirtschaftlich genutzten Böden festgestellt (Arrouays et al., 2001; Goidts & van Wesemael, 2007; Heikkinen et al., 2013; Kühnel et al., 2019; Lettens et al., 2005; Taghizadeh-Toosi et al., 2014), während in einzelnen Untersuchungen auch Zunahmen (Dupla et al., 2021; Gubler et al., 2019; Wenzel et al., 2022) oder keine signifikanten Veränderungen des TOC-Vorrats gemessen wurden (Moll-Mielewczik et al., 2023).

Der grösste Anteil des TOC in Böden befindet sich im Oberboden, da Kohlenstoff nicht nur über Wurzeln, sondern auch über oberirdisches Pflanzenmaterial und organische Düngemittel eingetragen wird. Daher konzentrieren sich viele Studien auf den Oberboden (Capriel, 2013; Goidts, Wesemael, & Van Oost, 2009; Gubler et al., 2019). Andere Studien zeigen jedoch, dass auch tiefere Bodenhorizonte erheblich an der TOC-Speicherung beteiligt sind und in Langzeitbeobachtungsprogramme einbezogen werden sollten (Lorenz & Lal, 2005; Skadell et al., 2023), insbesondere da Wurzeln die massgebliche Eintragsquelle von Kohlenstoff in den Unterboden darstellen und dort durch eine längere Verweildauer gekennzeichnet sind (Poeplau et al., 2021; Rumpel & Kögel-Knabner, 2011). Globale Schätzungen des TOC-Vorrats liegen bei ca. 70 t TOC ha<sup>-1</sup> für den Oberboden und ca. 80 t TOC ha<sup>-1</sup> für den Unterboden, wobei die Zahlen für Oberböden in Europa (ca. 75–100 t TOC ha<sup>-1</sup>) etwas höher und für Unterböden (ca. 60–100 t TOC ha<sup>-1</sup>) ähnlich sind (Panagos et al., 2022; Wang et al., 2024). Unterschiede zeigen sich vor allem zwischen verschiedenen Landnutzungen: Ackerböden (60 respektive 70 t TOC ha<sup>-1</sup> im Ober- respektive Unterboden) zeichnen sich in der Regel durch einen niedrigeren TOC-Vorrat aus als Grasland- und Waldböden (90–100 respektive 100–120 t TOC ha<sup>-1</sup> im Ober- respektive Unterboden) (Panagos et al., 2022).

Im Rahmen der Nationalen Bodenbeobachtung der Schweiz (NABO) wird seit fast 40 Jahren die Entwicklung des TOC-Vorrats im Oberboden an über hundert über die Schweiz verteilten Standorten gemessen. Vorangegangene Studien haben gezeigt, dass der TOC-Vorrat im Oberboden über die Zeit im Durchschnitt konstant geblieben ist (Gross et al., 2024; Gubler et al., 2019; Moll-Mielewczik et al., 2023). Für den Unterboden hingegen liegen noch keine Auswertungen vor. Der Unterboden wurde nur bei der initialen Standortcharakterisierung während der ersten Erhebung (1985–1989) und dann wieder ab der siebten Erhebung (2015–2019) systematisch beprobt und analysiert. Dabei gab es bedeutende Unterschiede in der Tiefenunterteilung der Unterbodenproben, der Kohlenstoffanalytik und der Bestimmung der Bodendichte zwischen der ersten und den aktuellen Erhebungen, was eine Auswertung der zeitlichen Veränderung des TOC-Vorrats im Unterboden erschwert. Somit fehlen derzeit nicht nur Informationen zu den Veränderungen des TOC-Vorrats im Unterboden der NABO-Standorte innerhalb der letzten Jahrzehnte, sondern auch ein Verständnis der zugrundeliegenden Einflussfaktoren in der Schweiz.

Die Ziele dieser Studie sind daher:

1. die Harmonisierung der Tiefeneinteilung der Bodenproben, sowie der Kohlenstoff- und Bodendichtedaten zwischen der ersten und siebten Erhebung,

2. die Quantifizierung der Veränderung des TOC-Vorrats im Ober- und Unterboden zwischen der ersten und siebten Erhebung der NABO in Abhängigkeit der Landnutzung,
3. die Bestimmung des Einflusses pedoklimatischer Bedingungen auf den TOC-Vorrat im Ober- und Unterboden und dessen Änderung zwischen der ersten und siebten Erhebung, und
4. das Aufzeigen von Limitationen der vorliegenden Datengrundlage und die Herleitung von Empfehlungen für robuste Erhebungen des TOC-Vorrats im Ober- und Unterboden.

## 2 Datenerhebung

### 2.1 NABO-Messnetz und Standorte

Das Messnetz der NABO umfasst aktuell 114 über die Schweiz verteilte Standorte, an welchen seit 1985 chemische, physikalische und seit rund zehn Jahren auch biologische (mikrobiologische und molekulargenetische) Bodenkenngrossen gemessen werden (Gross et al., 2024). Die Beprobung der Standorte erfolgt in einem fünfjährigen Rhythmus. Dabei werden nicht alle Standorte im selben Jahr beprobt, sondern die Beprobung des gesamten Messnetzes erfolgt über einen Zeitraum von fünf Jahren, bevor eine neue Erhebung beginnt. So wurden seit dem Start der Nationalen Bodenbeobachtung bereits acht Erhebungen durchgeführt. Seit der siebten Erhebung (2015–2019) werden die Standorte des NABO-Messnetzes in Haupt- und Nebenstandorte unterteilt, welche sich im Umfang der jeweiligen Probenahme unterscheiden (Schwab & Gubler, 2015). An den 89 Hauptstandorten werden neben Flächenmischproben aus einer Tiefe von 0–20 cm auch Proben bis zu einer Tiefe von 75 cm entnommen. Für diese Auswertung werden daher nur solche Standorte berücksichtigt, an denen sowohl bei der ersten als auch bei der siebten Erhebung eine Tiefenbeprobung durchgeführt wurde.

Im Zuge der ersten Erhebung (1985–1989) wurde an sämtlichen Standorten des NABO-Messnetzes (damals 102 Standorte; Desaules & Studer, 1993) eine Probenahme im Grubenprofil bis zum C-Horizont vorgenommen. Die genaue Lage der ausgehobenen Grube ist nicht für alle Standorte präzise dokumentiert. In vielen Fällen sind die Grubenprofile auf den Profildatenblättern der ersten Erhebung eingezeichnet, sowie deren Abstand zur NABO-Beprobungsfläche notiert. Für manche Standorte lässt sich der Abstand zwischen Grubenprofil und NABO-Beprobungsfläche durch eine skizzenhafte Dokumentation abschätzen. Dieser beträgt für 30% der Standorte 2 m (notiert), für 41% der Standorte bis zu 10 m (abgeschätzt) und für 3% der Standorte mehr als 10 m. Für 26% der Standorte ist die Entfernung zwischen Grubenprofil und NABO-Beprobungsfläche unbekannt, beispielsweise weil die Grubenprofile auf den Profildatenblättern nicht eingezeichnet wurden. Die Bodenansprache erfolgte aufgrund der Methode des Bodenkartierungsdienstes der Eidgenössischen Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau in Zürich-Reckenholz (interne Kartieranleitung FAP-Bodenklassifikation nach Erwin Frei, unveröffentlicht).

Die Landnutzungskategorien im NABO-Messnetz umfassen Ackerbau, Gemüsebau, Obstbau, Rebbau, permanentes Grasland, Wald, Stadtpark und Schutzstandort. Schutzstandorte umfassen fast ausschliesslich Moor- oder Halbmoor-Standorte und wurden von dieser Datenauswertung ausgeschlossen. Einige Landnutzungskategorien beinhalten nur sehr wenige Standorte und wurden daher für die Datenauswertung zu ähnlichen Landnutzungskategorien hinzugefügt: Stadtpark zu Grasland und Gemüsebau zu Ackerbau. Obstbau und Rebbau wurden ebenfalls zu einer Kategorie zusammengefasst, so dass die vier Landnutzungen Ackerbau, Grasland, Obst-/Rebbau und Wald ausgewertet wurden (Abbildung 1).

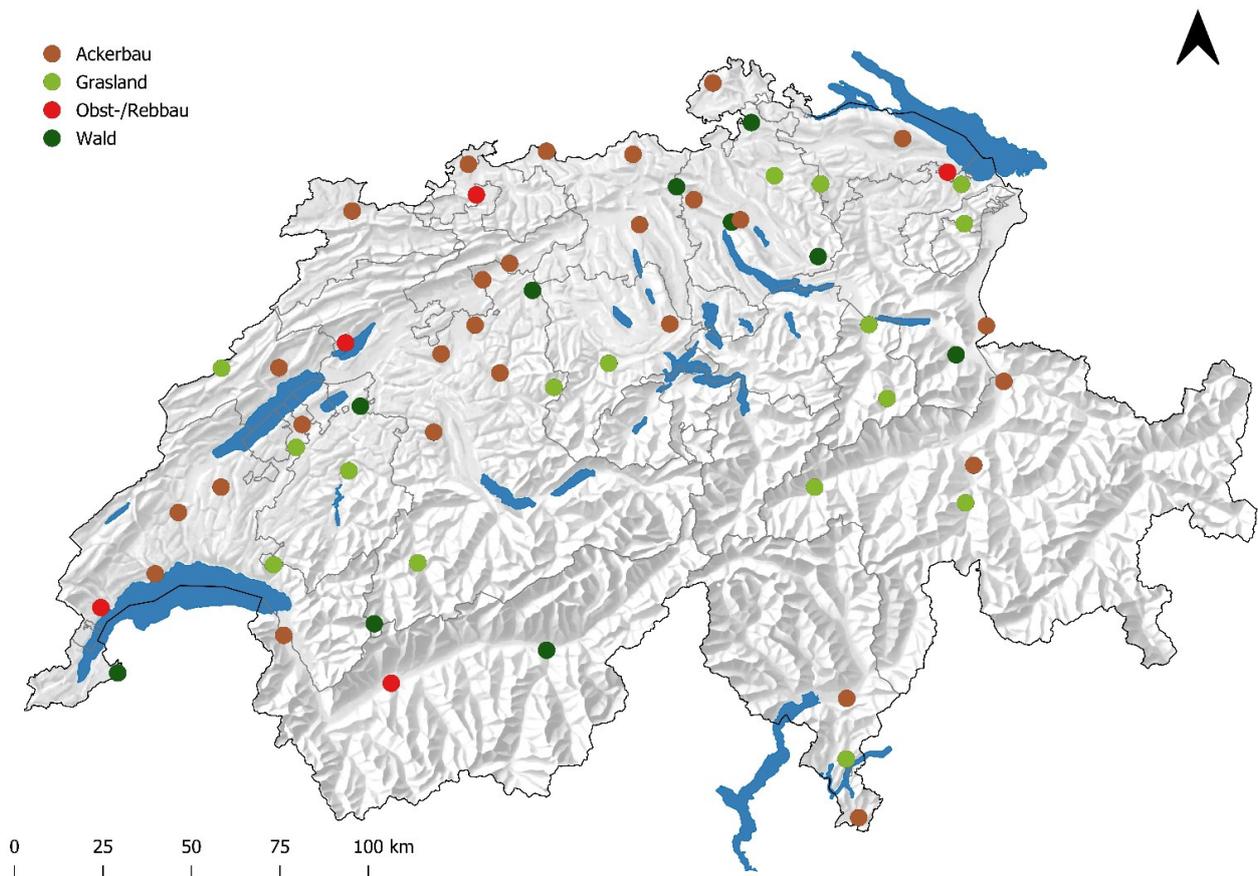


Abbildung 1: Lage und Landnutzung der NABO-Standorte, deren TOC-Vorräte in dieser Studie ausgewertet wurden.

## 2.2 Probenahme und Probenaufbereitung

In der ersten Erhebung wurden an den 52 von 102 zuerst beprobten Standorten an jeweils drei Profilwänden Bodenproben gleichmässig in festgelegten Tiefenintervallen von jeweils 20 cm entnommen, von der Oberfläche bis in den C-Horizont. An den übrigen 50 Standorten wurden die Proben analog entnommen, jedoch nicht mehr in festgelegten Tiefenintervallen, sondern horizontweise. Horizonte von > 40 cm Mächtigkeit wurden dabei in zwei Probentiefen unterteilt. Organische Auflagehorizonte wurden für die ersten 52 Standorte nicht berücksichtigt, für die verbleibenden 50 Standorte wurden sie als separater Horizont beprobt und analysiert. Für die Bestimmung des Raumgewichts der Feinerde ( $RG_{FE}$ ) wurden ungestörte Stechzylinderproben in drei- (1000 cm<sup>3</sup>) bis fünffacher (100 cm<sup>3</sup>) Wiederholung aus dem mittleren Bereich der Bodenhorizonte entnommen (Desaules und Studer, 1993). Der in den Profilblättern angegebene Skelettgehalt (in Volumenprozent) beruht auf einer visuellen Schätzung am Grubenprofil. Die Bodenproben zur C-Analyse wurden bei 40 °C getrocknet, zerstampft und gesiebt (2 mm). Weitere Details sind in Desaules and Studer (1993) beschrieben.

In der siebten Erhebung wurde die Probenahme mit einer HUMAX-Schlagsonde (75 cm Sondenlänge, 5 cm Innendurchmesser; GreenGround®) unmittelbar angrenzend an die NABO-Beprobungsfläche (10 x 10 m) durchgeführt. Pro Standort wurden jeweils vier Bohrkern (Abstand zueinander bis zu 14 m) bis maximal 75 cm Tiefe entnommen und in pedologische Bodenhorizonte unterteilt. Die Tiefe der Horizontgrenzen wurde dabei unter Berücksichtigung der Stauchung der Bohrkern bestimmt. Die Probenahme und die Berechnung der Stauchung für die einzelnen Etappen des Bohrkerns sind detailliert in Schwab and Gubler (2016) beschrieben. Die Proben der vier Bohrkern pro Standort und Erhebung wurden jeweils horizontweise gepoolt und deren Horizonttiefen gemittelt. Für die Berechnung des  $RG_{FE}$  wurden die Horizonttiefen der vier Bohrkern gemittelt. Die Bodenproben wurden für 48

Stunden bei 40 °C getrocknet und gesiebt (2 mm). Der Skelettgehalt in den einzelnen Horizontproben wurde jeweils durch deren Siebrückstand ermittelt.

## 2.3 Kohlenstoffanalyse

In der ersten Erhebung erfolgte die Messung des Gesamtkohlenstoffgehalts mittels Carmhograph (FAC, 1989). Die Methode beruht auf einer trockenen Verbrennung bei 1000 °C im Sauerstoffstrom. Nach der Einleitung von gereinigtem CO<sub>2</sub> in NaOH wird deren Leitfähigkeitsänderung konduktometrisch bestimmt. Durch die Verbrennung bei 1000 °C wird auch anorganischer Kohlenstoff erfasst, welcher in einer separaten Probe durch die Zugabe von 5% Salzsäure bestimmt wurde (FAC, 1989). Die Menge des in Desaulles und Studer (1993) als «orgC» bezeichneten organischen Kohlenstoffgehalts wurde als Differenz von gesamtem und anorganischem Kohlenstoff berechnet. Im Zuge einer Datenharmonisierung wurden während des Bodenmonitorings einmalig Proben von etwa 30 Standorten aus dem Grubenprofil der Ersterhebung mit der Elementaranalyse nachgemessen.

In der siebten Erhebung erfolgte die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffgehalts je pedologischem Horizont mittels Elementaranalyse, welche auf einer thermischen Oxidation bei 1100 °C (ISO 10694, 1995) im C/N-Analyzer (Trumac, Leco) beruht. Die Bestimmung des Anteils des anorganischen Kohlenstoffs erfolgte durch Aufschluss mittels Salzsäure und anschliessender volumetrischer Messung des produzierten CO<sub>2</sub> nach der Scheibler-Methode (Agroscope, 2020). Die Konzentration des als «TOC» bezeichneten gesamten organischen Kohlenstoffs wurde als Differenz von gesamtem und anorganischem Kohlenstoff berechnet.

## 2.4 Bestimmung der Bodendichte

In der ersten Erhebung wurden die aus dem Grubenprofil entnommenen Stechzylinderproben bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und unter Abzug des Zylindergewichts gewogen (Desaulles & Studer, 1993). Anschliessend wurde der Zylinderinhalt durch ein Sieb (2 mm) gespült und der getrocknete Siebrückstand, der dem Skelettanteil der Probe entspricht, gewogen. Für die Bestimmung des Skelettvolumens wurde das Skelettgewicht durch eine durchschnittliche Skelettdichte von 2.65 g cm<sup>-3</sup> dividiert. Die Berechnung des ofentrockenen Raumgewichts der Feinerde erfolgte anhand folgender Gleichung (Desaulles & Studer, 1993):

$$\text{Raumgewicht der Feinerde [g cm}^{-3}\text{]} = \frac{\text{"Feinerdegewicht" [g]}}{\text{Zylindervolumen [cm}^3\text{]} - \text{Skelettvolumen [cm}^3\text{]}} \quad (1)$$

Die daraus resultierende Dichteangabe entspricht nicht dem Raumgewicht der Feinerde nach heutiger Definition der NABO ( $\text{RG}_{\text{FE}} [\text{g cm}^{-3}] = \text{Masse}_{\text{FE}} / \text{Volumen}_{\text{GP}}$ ), sondern der Lagerungsdichte der Feinerde ( $\text{LD}_{\text{FE}} [\text{g cm}^{-3}]$ ), die als Masse pro Volumen der Feinerdefraktion der Probe definiert ist ( $\text{LD}_{\text{FE}} = \text{Masse}_{\text{FE}} / \text{Volumen}_{\text{FE}}$ ) (Schwab & Gubler, 2016). Für die erste Erhebung liegen nicht für alle Bodentiefen durchgehend Lagerungsdichtewerte vor, insbesondere für den Unterboden ist der Datensatz mit 62 fehlenden von insgesamt 127 Datenpunkten unvollständig. Die Rohdaten, welche für die Berechnung der Bodendichte herangezogen wurden, existieren nicht mehr.

In der siebten Erhebung wurde das Probenvolumen aus dem Innendurchmesser und der Probentiefe bestimmt und zusammen mit der Masse der Feinerde ( $\text{Masse}_{\text{GP}} - \text{Masse}_{\text{SKEL}}$ ) zur Ermittlung des  $\text{RG}_{\text{FE}}$  verwendet (Schwab & Gubler, 2016). Mit wenigen Ausnahmen liegen die Bodendichtedaten durchgehend bis 75 cm Tiefe vor.

## 2.5 Methodische Unterschiede zwischen erster und siebter Erhebung

Zwischen der ersten und siebten Erhebung gab es demnach methodische Unterschiede in allen Aspekten der Probenahme und Analytik (Tabelle 1).

Tabelle 1: Gegenüberstellung methodischer Unterschiede zwischen erster und siebter Erhebung.

	Erste Erhebung	Siebte Erhebung
Art der Probenahme	Mischprobe aus 3 Seiten eines Grubenprofils	Mischprobe aus 4 Bodenkernen (HUMAX-Schlagsonde)
Abstand zwischen Einzelproben	< 1 m	bis zu 14 m
Abstand zur NABO-Beprobungsfläche	2 m (30% der Standorte) ≤ 10 m (41% der Standorte) > 10 m (3% der Standorte) Unbekannt (26% der Standorte)	≤ 1 m
Probenahmetiefe	bis C-Horizont	bis max. 75 cm Tiefe
Tiefenabgrenzung der Proben	definierte Bodentiefen (50% der Standorte) horizontweise (50% der Standorte)	horizontweise
Kohlenstoffanalyse	trockene Verbrennung bei 1000 °C (Carmhograph)	thermische Oxidation bei 1100 °C (C/N Elementaranalyse, Trumac Leco)
Dichtebestimmung	LD <sub>FE</sub> anhand Zylinderproben (105 °C getrocknet), Annahme durchschnittliche Skelettdichte: 2.65 g cm <sup>-3</sup>	RG <sub>FE</sub> anhand Volumenproben aus der Humax-Schlagsonde (40 °C getrocknet)
Bestimmung des Skelettgehalts	visuelle Schätzung am Grubenprofil und Siebrückstand	Siebrückstand

## 2.6 Zusätzlich verwendete Daten

Für die Datenharmonisierung der Bodendichtebestimmung wurden zusätzliche Daten aus dem bodenphysikalischen Monitoring der NABO (NABOphys) verwendet (Ergänzende Abbildung 1). Dabei wurden Tiefenproben sowohl mit der HUMAX-Schlagsonde als auch mit Stechzylindern an 25 NABO-Standorten entnommen, 24 hiervon waren auch im TOC-Datensatz vertreten (Schwab et al., 2022). Pro Standort wurden vier 75 cm lange Bodenkerne der Schlagsonde genommen und unter Berücksichtigung einer möglichen Komprimierung durch die Probenahme in 5 cm mächtige Segmente unterteilt. Zusätzlich wurden pro Standort acht Stechzylinderproben à 5 cm aus jeweils drei Tiefen einer 60 cm tiefen Bohrung entnommen, welche den Oberboden, den Übergangshorizont und den Unterboden umfassen. Zur Bestimmung der Lagerungsdichte der Feinerde wurden sowohl die Segmente der Bodenkerne als auch die Stechzylinderproben bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Eine durchschnittliche Dichte von 2.4 g cm<sup>-3</sup> wurde für den Skelettgehalt der Schlagsondenproben angenommen. Bei den Stechzylinderproben wurde der Skelettanteil ausgewaschen, wenn dieser visuell auf über 10 Volumen-% geschätzt wurde, und die reelle Skelettdichte wurde mittels Wasserverdrängung bestimmt.

Weitere Daten, welche wir in dieser Studie verwendet haben, umfassen die Variablen Ton-, Sand-, und Schluffgehalt, pH-Wert und potenzielle Kationenaustauschkapazität (KAK) im Boden, die mittlere Jahresdurchschnittstemperatur und mittlere Jahresniederschlagssumme sowie Höhenlage und Hangneigung der Standorte (Tabelle 2; Abbildungen 2 und 3; Ergänzende Abbildung 2). Für 46 Standorte wurden die Texturdaten der ersten Erhebung verwendet, da für die siebte Erhebung keine Texturdaten vorhanden sind und angenommen wird, dass sich die Textur über längere Zeiträume nicht verändert. Für die übrigen 12 Standorte wurden die Texturdaten der ersten Erhebung als fehlerhaft

eingestuft, weshalb für diese Standorte die Texturdaten der sechsten Erhebung verwendet wurden. pH-Werte aus der ersten und siebten Erhebung wurden gemittelt.

Tabelle 2: Zusätzlich verwendete Daten mit Einheit, Bestimmungsmethode und Quellenangabe.

Variable	Einheit	Bestimmungsmethode	Quelle
Ton, Schluff, Sand	%	Pipettiermethode	FAC 1989
pH-Wert	-	0.01 M CaCl <sub>2</sub>	erste Erhebung: FAC 1989 siebte Erhebung: Agroscope 2020
potenzielle KAK	mmolc kg <sup>-1</sup>	Perkolation mit BaCl <sub>2</sub> und Atomabsorptionsspektroskopie	FAC 1989
Temperatur	°C	Durchschnitt der Jahresmittel für 1985 – 2019	MeteoSchweiz
Niederschlag	mm	Durchschnitt der Jahressummen für 1985 – 2019	MeteoSchweiz
Höhenlage	m	topographische Landeskarten	SwissTopo
Hangneigung	%	Bodenneigungskarte	SwissTopo

Für die Temperatur und den Niederschlag wurden die Änderungen zwischen den beiden Erhebungen berechnet. Hierfür wurde eine lineare Regression mit Temperatur respektive Niederschlag pro Jahr, als abhängige Variable, und Jahr als erklärende Variable gerechnet:

$$\Delta\text{Temperatur } a^{-1} = \text{Koeffizient von } \text{lm}(\text{Jahresdurchschnittstemperatur} \sim \text{Jahr}) \quad (2)$$

$$\Delta\text{Niederschlag } a^{-1} = \text{Koeffizient von } \text{lm}(\text{mittlere Jahresniederschlagssumme} \sim \text{Jahr}) \quad (3)$$

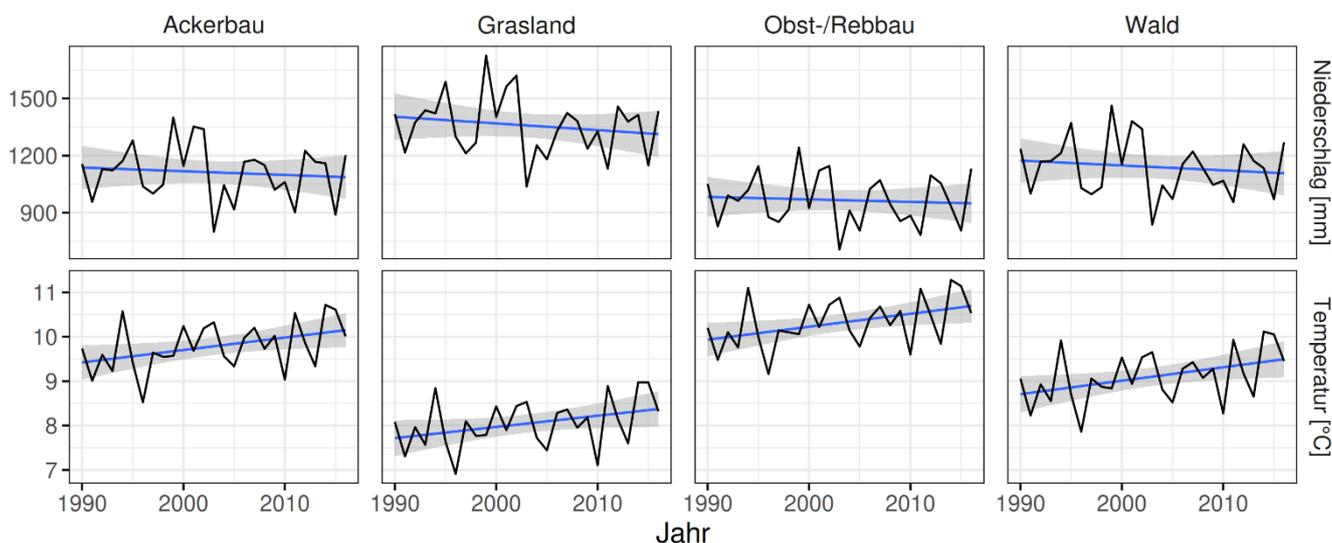


Abbildung 2: Mittlere Jahresniederschlagssumme (oben) und Jahresdurchschnittstemperatur (unten) an den Standorten unterschiedlicher Landnutzung zwischen 1990 und 2016. Die schwarze Linie ist der Durchschnittswert pro Jahr und Landnutzung über alle Standorte, die blaue Linie der lineare Trend, die graue schraffierte Fläche das 95% Konfidenzintervall des linearen Trends.



Abbildung 3: Häufigkeitsverteilungen der pedoklimatischen Variablen, eingefärbt nach Landnutzung. (a) pedogene Variablen für 0–20 cm Bodentiefe, (b) pedogene Variablen für 20–60 cm Bodentiefe und (c) klimatische und topographische Variablen, unabhängig von der Bodentiefe.

## 3 Datenharmonisierung

### 3.1 Kriterien für die Datenauswahl

Die Anzahl der Datenpunkte, welche in die Auswertung mit eingeflossen sind, beruht primär auf der Überschneidung der Standorte, die in beiden Erhebungen bis in den Unterboden beprobt wurden. Um die auf unterschiedliche Weise entnommenen und analysierten Bodenproben vergleichbar zu machen, waren mehrere Harmonisierungsschritte notwendig, welche im Folgenden beschrieben sind. Durch die Harmonisierung der Daten kam es zu einer deutlichen Reduktion der auswertbaren Datenpunkte (Abbildung 4). Von den ursprünglich beprobten 102 (erste Erhebung) respektive 90 (siebte Erhebung) Standorten konnten schliesslich 58 Standorte in die Auswertung mit einfließen, für vier davon konnten nur Oberbodendaten ausgewertet werden. Auch die Repräsentativität der Standorte pro Landnutzung wurde durch die Datenvorbereitung beeinflusst, wobei wenig Ackerbau- und Obst-/Rebbaustandorte, jedoch in beiden Erhebungen viele Waldstandorte entfernt wurden. Die Repräsentativität der Graslandstandorte variierte im Verlauf der Erhebungen; für die erste Erhebung wurde ein grösserer Anteil der Standorte ausgewertet als für die siebte Erhebung (Ergänzende Abbildung 3).

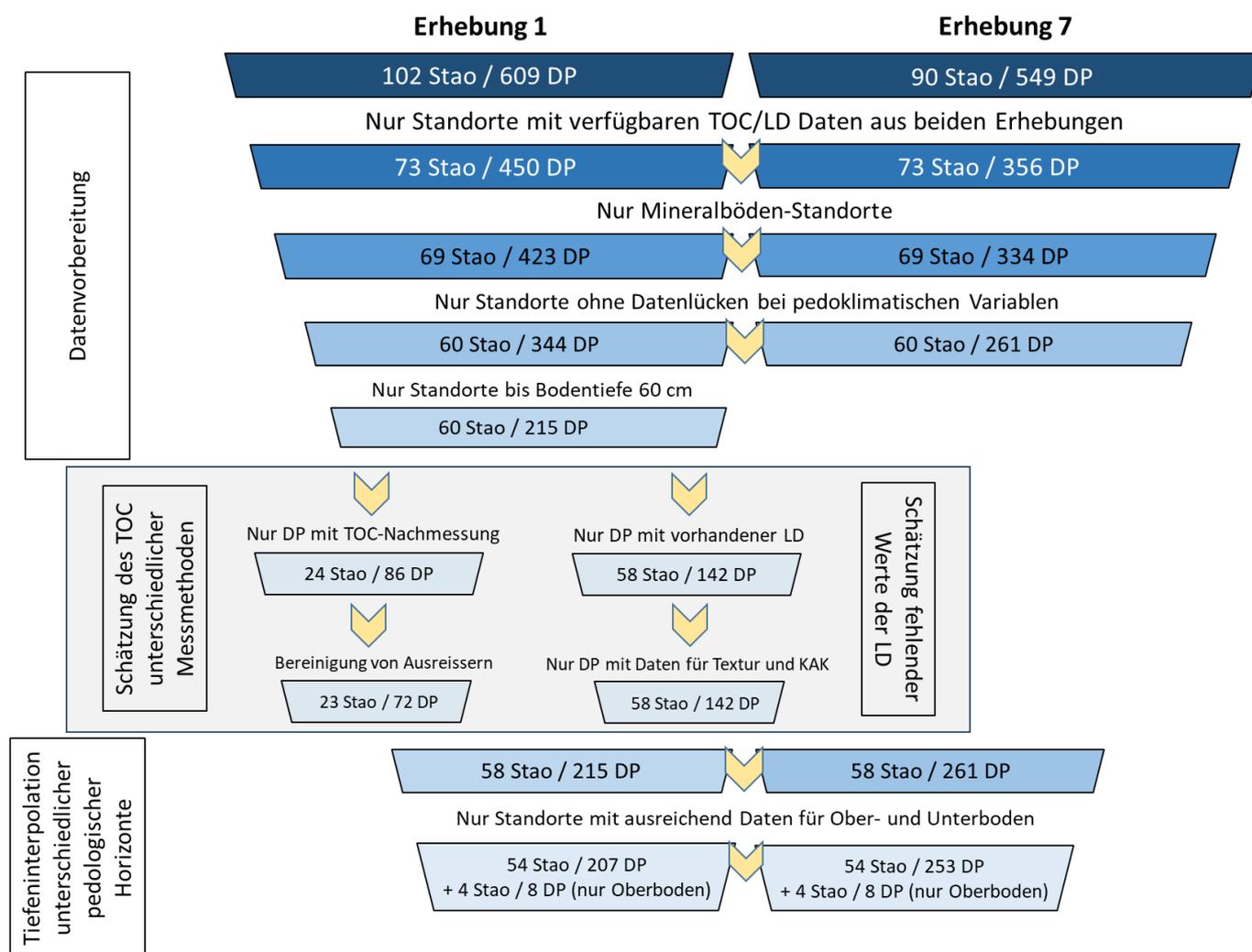


Abbildung 4: Harmonisierungsschritte für die Daten aus erster und siebter Erhebung in chronologischer Reihenfolge (von oben nach unten). Die Reduktion der auswertbaren Standorte (Stao) und Datenpunkte (DP) pro Erhebung beruht auf der Datenvorbereitung und der Tiefeninterpolation unterschiedlicher pedologischer Horizonte. Der graue Block zeigt die für die Schätzungen des organischen Kohlenstoffgehalts (TOC) und der Lagerungsdichte (LD) zugrundeliegende Anzahl Standorte, reduziert um Ausreisser und fehlende Datenpunkte für Textur und potenzielle Kationenaustauschkapazität (KAK).

### 3.2 Harmonisierung des Kohlenstoffgehalts aus unterschiedlichen Messmethoden

Um die Kohlenstoffgehalte beider Erhebungen miteinander vergleichen zu können, wurden die Daten der Carmograph-Methode ( $TOC_{carm}$ ) mittels eines Umrechnungsfaktors mit den Daten der Elementaranalyse ( $TOC_{EA}$ ) harmonisiert. Hierfür wurde für 86 Proben von 24 Standorten, an denen sowohl  $TOC_{EA}$ , als auch  $TOC_{carm}$ -Werte zur Verfügung standen, das Verhältnis  $TOC_{EA}/TOC_{carm}$  berechnet und visualisiert (Abbildung 5a). Das Verhältnis variierte zwischen 0.5 und 2.5, sodass für die Datenharmonisierung gemäss Zar (2013) eine Bereinigung von Ausreißern basierend auf den Interquartilabständen vorgenommen wurde. Anschliessend wurden mit den verbleibenden 72 Datenpunkten von 23 Standorten drei verschiedene Prognosemodelle zur Herleitung von  $TOC_{EA}$ -Werten basierend auf den  $TOC_{carm}$ -Werten mittels Klassifikations- und Regressionstraining (67% Trainingsdaten und 33% Testdaten; 10-mal wiederholte 5-fache Kreuzvalidierung) getestet:

Lineares Modell ohne Variablentransformation:  $\text{lm}(TOC_{EA} \sim TOC_{carm})$  (4)

Lineares Modell mit Variablentransformation:  $\text{lm}(\log(TOC_{EA}) \sim \log(TOC_{carm}))$  (5)

Generalisiertes lineares Modell (GLM) mit Gamma-Verteilungsfunktion und Identitätslink:  $\text{glm}(TOC_{EA} \sim TOC_{carm})$  (6)

Das lineare Modell ohne Transformation (Gleichung 4) zeigte eine nicht normale Verteilung der Residuen an und wurde daher nicht weiter evaluiert. Beide verbleibenden Modelle (Gleichungen 5 und 6) wurden basierend auf dem Bestimmtheitsmass ( $R^2$ ) und dem Standardfehler der Regression (RMSE) mittels eines Resampling-Verfahrens miteinander verglichen. Das generalisierte lineare Modell erbrachte mit  $R^2 = 0.99$  und  $RMSE = 0.11\%$  (Trainingsdaten) sowie  $R^2 = 0.98$  und  $RMSE = 0.12\%$  (Testdaten) das beste Ergebnis (Abbildung 5b) und wurde zur weiteren Verwendung ausgewählt (Abbildung 6). Für die erste Erhebung wurden geschätzte  $TOC_{EA}$ -Werte nur für solche Dateneinträge übernommen, für die keine gemessenen  $TOC_{EA}$ -Werte vorlagen.

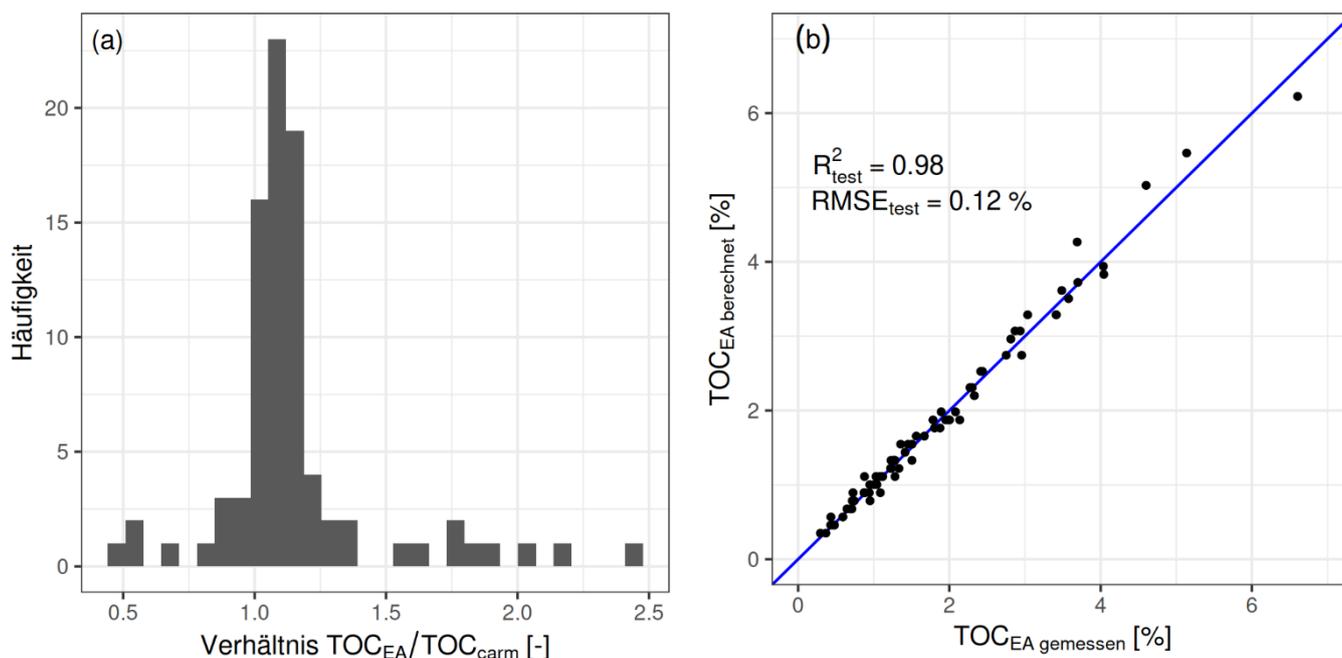


Abbildung 5: (a) Häufigkeitsverteilung des Verhältnisses  $TOC_{EA}/TOC_{carm}$  (b) gemessene  $TOC_{EA}$ -Werte versus mit dem Prognosemodell berechnete  $TOC_{EA}$ -Werte. Die 1:1 Linie ist in blau dargestellt.

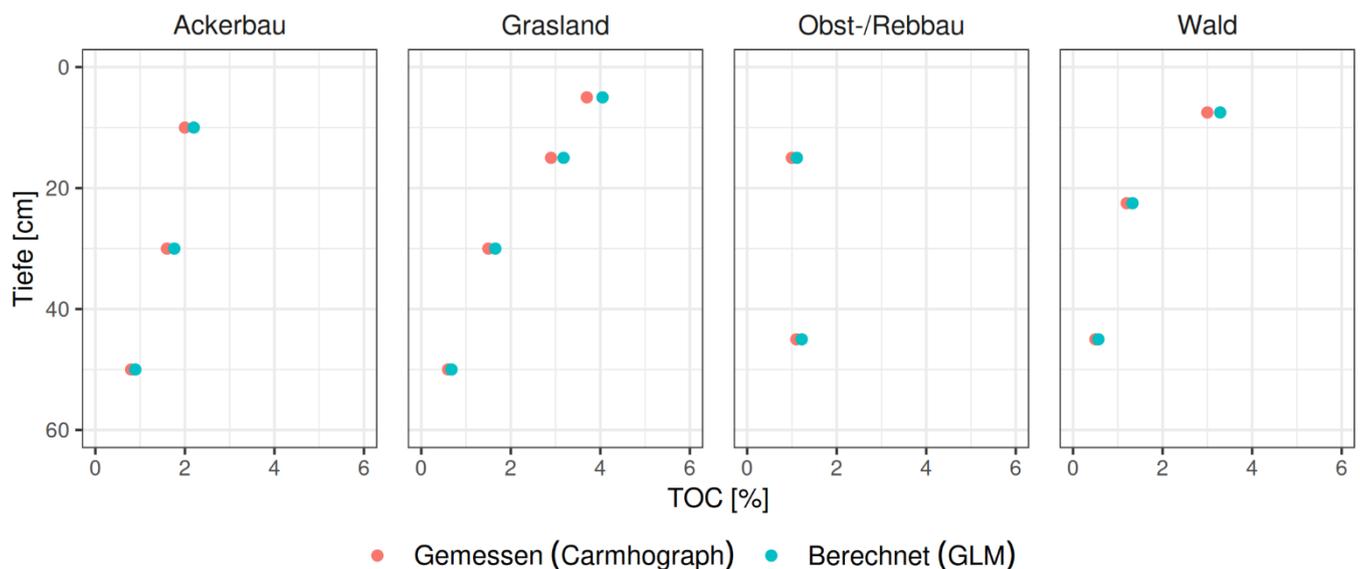


Abbildung 6: Mit dem Carmhograph gemessener und dem Prognosemodell berechneter TOC-Gehalt im Tiefenverlauf für vier ausgewählte Standorte unterschiedlicher Landnutzung.

### 3.3 Schätzung fehlender Werte der Lagerungsdichte

Fehlende Lagerungsdichten der ersten Erhebung wurden mittels einer Pedotransferfunktion (PTF) geschätzt. Hierbei wird angenommen, dass ein bestimmter Bodenparameter von anderen Bodenparametern abhängig ist und somit auch anhand dieser Parameter abgeleitet werden kann (Van Looy et al., 2017). Die Verwendung von bereits bestehenden PTFs (De Vos et al., 2005; Foldal et al., 2020; Schwab & Gubler, 2016) ergab in Testversuchen unrealistische und teils negative Lagerungsdichten, weshalb eine PTF basierend auf dem vorliegenden Datensatz erstellt wurde. Hierfür lagen bei 142 Datenpunkten von 58 Standorten Lagerungsdichte und Textur vollständig vor.

Für die Standorte, bei denen die Texturdaten der ersten Erhebung nicht belastbar waren, wurde die Textur der sechsten Erhebung mittels einer Spline-Funktion auf die pedologischen Horizonte der ersten Erhebung interpoliert (siehe auch Unterkapitel Tiefeninterpolation). Es wurden zwei verschiedene PTFs mittels Klassifikations- und Regressionstraining (67% Trainingsdaten und 33% Testdaten; 10-mal wiederholte 5-fache Kreuzvalidierung) getestet:

Lineares Modell mit schrittweiser Variablenselektion:  $\text{lm}(\text{LD} \sim \text{pedoklimatische Variablen})$  (7)

Random Forest Modell:  $\text{RF}(\text{LD} \sim \text{pedoklimatische Variablen})$  (8)

Für das lineare Modell wurde eine vorwärts-/rückwärtsgerichtete Variablenselektion der erklärenden Variablen Tiefe, TOC, Ton, Schluff, KAK, Temperatur, Höhe und Hangneigung vorgenommen. Für das Random Forest Modell wurden die erklärenden Variablen Tiefe, TOC, Ton, Schluff, Sand, KAK, pH-Wert, Temperatur, Niederschlag, Höhe und Hangneigung verwendet. Die Anzahl erklärender Variablen in jedem Baum ( $m_{\text{try}}$ ) diente als Tuning Parameter (finales Modell:  $m_{\text{try}} = 2$ ). Da das Random Forest Modell (Trainingsdaten:  $R^2 = 0.70$ ;  $\text{RMSE} = 0.121 \text{ g cm}^{-3}$ , Testdaten:  $R^2 = 0.63$ ;  $\text{RMSE} = 0.146 \text{ g cm}^{-3}$ ) einen besseren Fit als das lineare Modell (Trainingsdaten:  $R^2 = 0.62$ ;  $\text{RMSE} = 0.136 \text{ g cm}^{-3}$ , Testdaten:  $R^2 = 0.55$ ;  $\text{RMSE} = 0.151 \text{ g cm}^{-3}$ ) lieferte (Abbildungen 7 und 8), wurde ersteres für die Erstellung der PTF genutzt. Für die weiteren Berechnungen wurden die mittels PTF geschätzten Werte nur für diejenigen Dateneinträge verwendet, bei denen Werte für die Lagerungsdichte aus der ersten Erhebung fehlten. Bereits vorhandene Messwerte für die Lagerungsdichte wurden weiterverwendet.

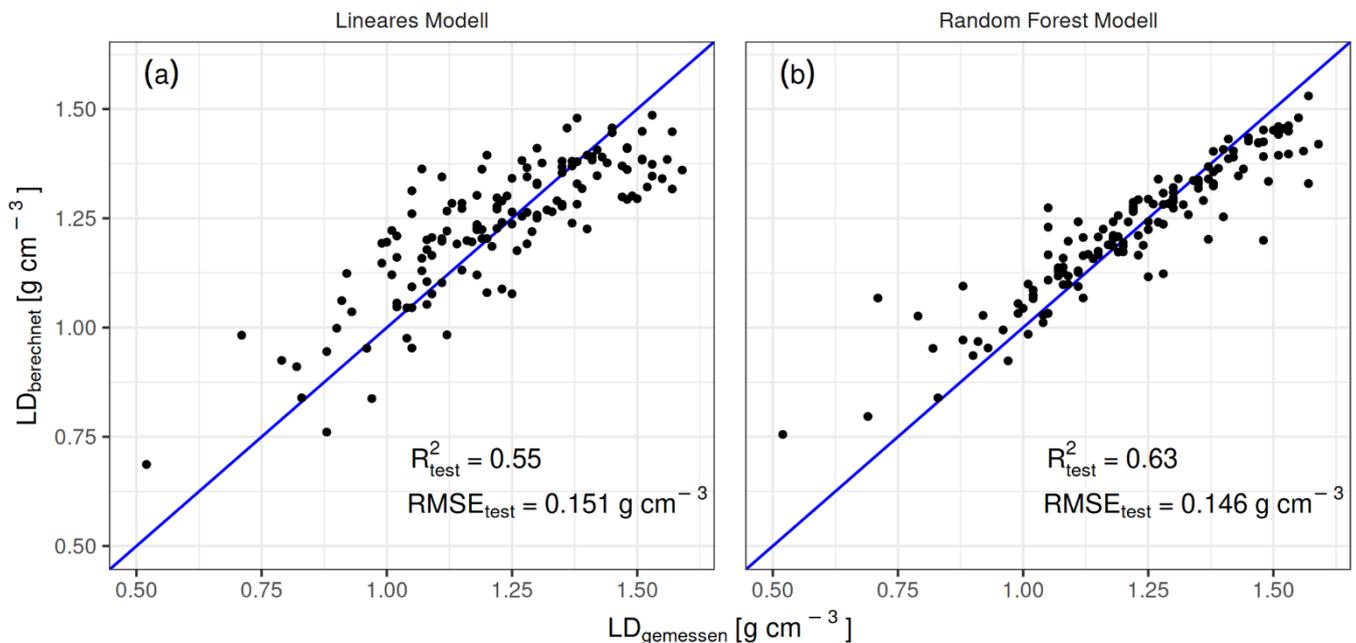


Abbildung 7: Gemessene versus mit der PTF berechnete Lagerungsdichte (LD), (a) für das lineare Modell und (b) für das Random Forest Modell. Die 1:1 Linie ist in blau dargestellt.

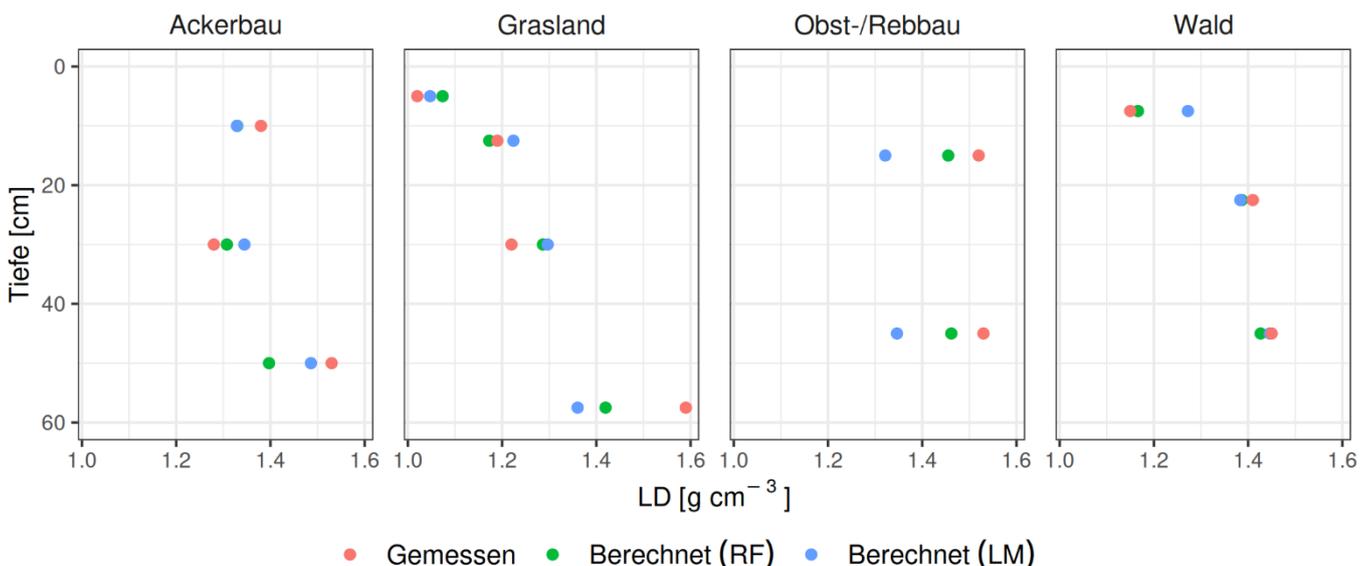


Abbildung 8: Gemessene und mit den PTFs berechnete Lagerungsdichten (LD) im Tiefenverlauf für vier ausgewählte Standorte unterschiedlicher Landnutzung.

### 3.4 Tiefeninterpolation der unterschiedlichen pedologischen Horizonte

Die Tiefenproben wurden in der ersten Erhebung teilweise und in der siebten Erhebung vollständig horizontweise entnommen (siehe Kapitel 2.2). Um den TOC-Vorrat zwischen den Erhebungen tiefenbezogen miteinander vergleichen zu können, wurde ein massenerhaltendes Spline-Verfahren eingesetzt. Hierbei werden die Messpunkte mit stückweisen Polygonen verbunden, wodurch eine Interpolation an Stellen zwischen den Messpunkten ermöglicht wird (Bishop et al., 1999). Für die Spline-Funktion wurde eine maximale Tiefe von 60 cm gewählt, die Tiefenintervalle der interpolierten Werte wurden je nach Parameter horizontweise auf 1 cm oder auf 0–20 und 20–60 cm gesetzt (Tabelle 3). Der smoothing-Parameter der Interpolationskurve,  $\lambda$ , beschreibt, wie nahe die Interpolationskurve den Messpunkten folgt: je kleiner  $\lambda$ , desto genauer folgt die Kurve den Messpunkten. Für alle Splines wurde gemäß

Bishop et al. (1999)  $\lambda = 0.1$  verwendet, bei welchem die Splines den tatsächlichen Tiefenverlauf der Bodenparameter am genauesten folgten (Abbildung 9).

Tabelle 3: Bodenparameter, bei denen ein Spline-Verfahren zur Tiefeninterpolation angewandt wurde, und die entsprechenden Interpolationsintervalle.

Bodenparameter	Interpolationsintervall
TOC-Gehalt (erste und siebte Erhebung)	1 cm
Lagerungsdichte (erste und siebte Erhebung)	1 cm
Lagerungsdichte (zusätzlicher Datensatz, siehe Kapitel 3.5.)	1 cm
Skelettgehalt (siebte Erhebung)	1 cm
Ton-, Schluff-, Sandgehalt (erste und sechste Erhebung)	horizontweise (PTF) oder 0–20 cm, 20–60 cm (pedoklimatische Auswertung)
pH-Wert (erste und siebte Erhebung)	0–20 cm, 20–60 cm

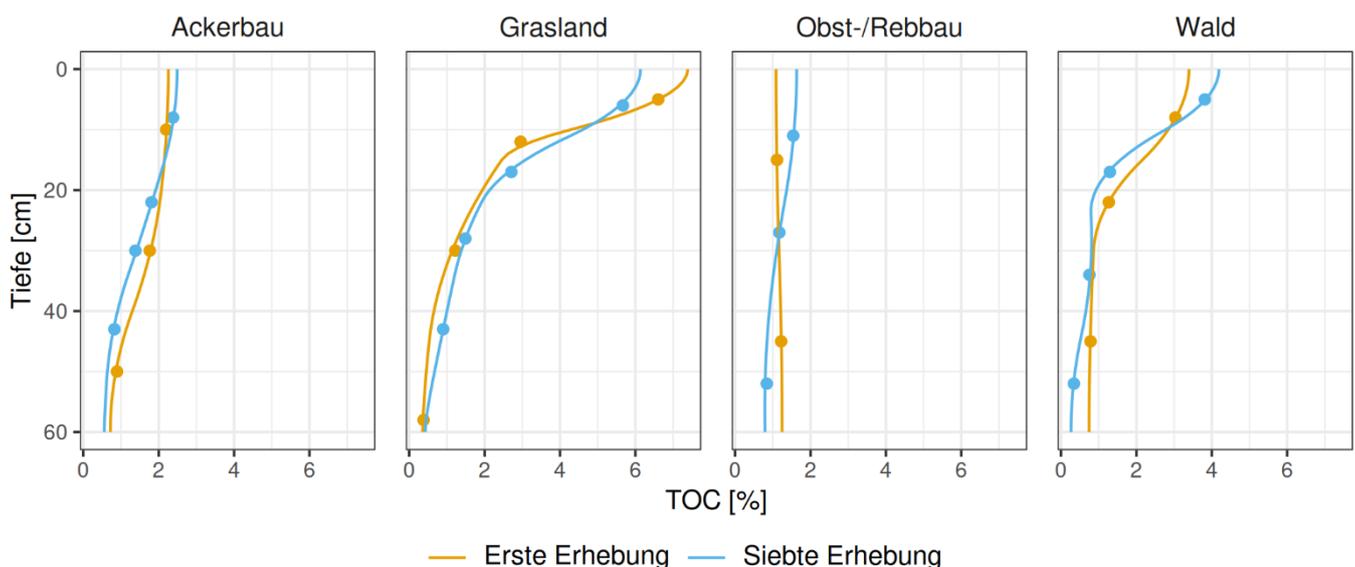


Abbildung 9: Gemessener (Punkte) und mittels massenerhaltender Splines interpolierter (Linien) TOC-Gehalt der ersten und siebten Erhebung für vier ausgewählte Standorte unterschiedlicher Landnutzung.

### 3.5 Harmonisierung der Lagerungsdichte aus unterschiedlichen Bestimmungsmethoden

Die Lagerungsdichte wurde in der ersten Erhebung mit Stechzylindern erhoben, während sie in der siebten Erhebung mit Schlagsonden bestimmt wurde (siehe Kapitel 2.4). Deutliche Unterschiede in den Lagerungsdichten zwischen den Erhebungen in allen Landnutzungen (Mittelwert des Unterschieds:  $0.25 \text{ g cm}^{-3}$ ) weisen darauf hin, dass die methodischen Unterschiede in der Bestimmung der Lagerungsdichten zu einem fehlerhaften Vergleich der TOC-Vorräte zwischen den Erhebungen führen würden. Um die mit den unterschiedlichen Methoden bestimmten Lagerungsdichten miteinander in Beziehung setzen zu können, wurde daher eine Funktion geschätzt. Hierfür wurde der Datensatz der NABOphys (siehe Kapitel 2.6) verwendet, in dem für jeweils 24 Ackerbau- und Graslandstandorte der NABO in verschiedenen Bodentiefen die Lagerungsdichte mit jeweils beiden Methoden erhoben wurde (Abbildung 10). Da es sich um ungepaarte Proben handelt, wurden zuerst alle Lagerungsdichten der gleichen

Methode, Tiefe und Standorte gemittelt, woraus 71 Datenpunkte von 24 Standorten resultierten. Anschliessend wurde ein Prognosemodell zur Herleitung der Lagerungsdichte aus Zylindern basierend auf der Lagerungsdichte aus der Schlagsonde mittels Klassifikations- und Regressionstraining (67% Trainingsdaten und 33% Testdaten; 10-fach wiederholte, 5-fache Kreuzvalidierung) erstellt:

$$\text{Im}(\text{LD}_{\text{Zylinder}} \sim \text{LD}_{\text{Schlagsonde}}) \quad (9)$$

Das endgültige Prognosemodell (Gleichung 9) hatte für die Trainingsdaten einen  $R^2 = 0.7$  und ein  $\text{RMSE} = 0.09 \text{ g cm}^{-3}$  und für die Testdaten einen  $R^2 = 0.58$  und ein  $\text{RMSE} = 0.12 \text{ g cm}^{-3}$  (Abbildungen 10 und 11).

Die Lagerungsdichten aus der siebten Erhebung (Schlagsonde) wurden mittels massenerhaltenden Splines in 1 cm Intervalle interpoliert. Unter Einbezug der interpolierten TOC-Gehalte im Prognosemodell (Gleichung 9) wurden die angepassten Lagerungsdichten (Zylinder) geschätzt (Abbildung 10). Schliesslich wurden die geschätzten Lagerungsdichten (Zylinder) um einen Faktor von 0.937 korrigiert, um die Verwendung der unterschiedlichen Skelettdichten in der ersten und siebten Erhebung zu berücksichtigen.

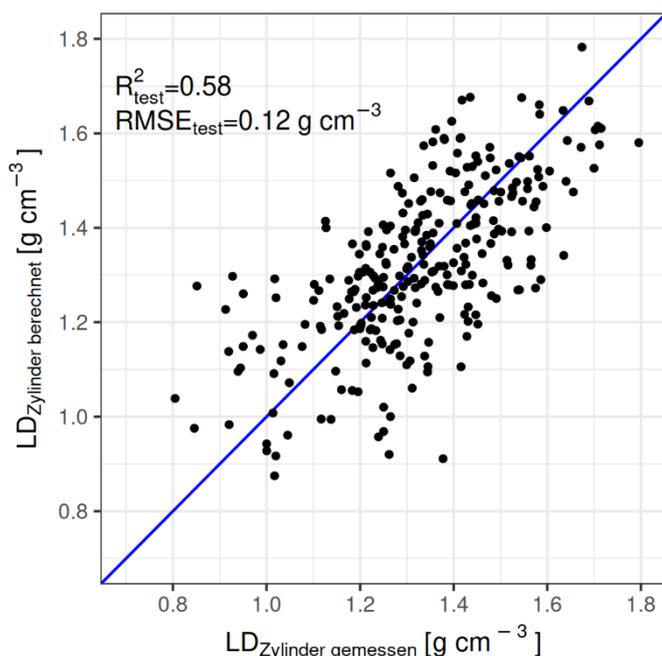


Abbildung 10: Gemessene versus berechnete Lagerungsdichte aus Stechzylindern basierend auf den NABOphys Daten. Die 1:1 Linie ist blau dargestellt.

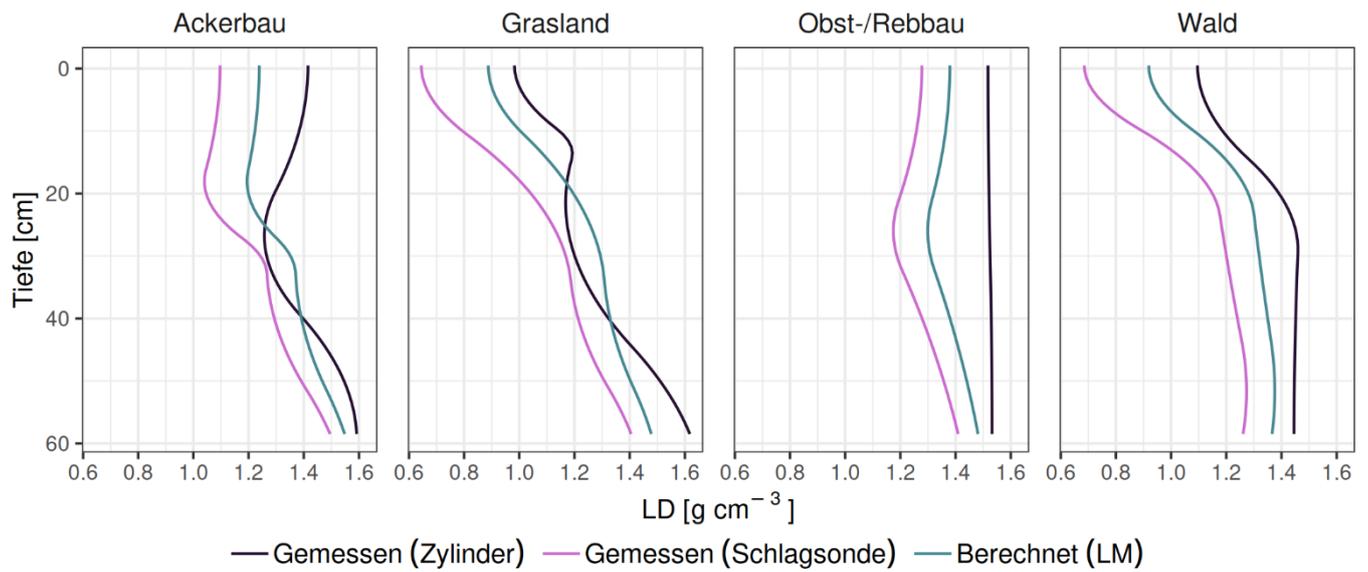


Abbildung 11: Über die Tiefe interpolierte Lagerungsdichte aus der ersten Erhebung bestimmt mit Stechzylindern und aus der siebten Erhebung bestimmt mit der Schlagsonde sowie berechnet mithilfe der Korrekturfunktion 9 für vier ausgewählte Standorte unterschiedlicher Landnutzung. Alle Lagerungsdichten wurden mit einem Spline-Verfahren auf 1 cm Intervalle interpoliert.

## 4 Datenauswertung

### 4.1 Berechnung des Kohlenstoffvorrats

Für die Berechnung des TOC-Vorrats wurden der TOC-Gehalt der ersten und siebten Erhebung, die Lagerungsdichte der ersten Erhebung und die berechnete Lagerungsdichte der siebten Erhebung sowie der Skelettgehalt der siebten Erhebung mit einer Spline-Funktion auf 1 cm Intervalle interpoliert. Durch den Einbezug des Skelettgehalts wurde für die Berechnung des TOC-Vorrats anstatt der  $LD_{FE}$  effektiv das  $RG_{FE}$  herangezogen. Der TOC-Vorrat wurde dann je 1 cm-Intervall berechnet:

$$\text{TOC-Vorrat (1 cm)} [\text{t TOC ha}^{-1}] = \text{TOC}[\%] * LD[\text{g cm}^{-3}] * \left(1 - \frac{\text{Skelettgehalt} [\%]}{100}\right) * 1 \text{ cm} \quad (10)$$

Für den Ober- und Unterboden wurde jeweils der gesamte TOC-Vorrat als Summe des TOC-Vorrats pro 1 cm Intervall berechnet:

$$\text{TOC-Vorrat Oberboden} [\text{t TOC ha}^{-1}] = \sum_{i=1}^{20} \text{TOC-Vorrat (1 cm)}_i [\text{t TOC ha}^{-1}] \quad (11)$$

$$\text{TOC-Vorrat Unterboden} [\text{t TOC ha}^{-1}] = \sum_{i=21}^{60} \text{TOC-Vorrat (1 cm)}_i [\text{t TOC ha}^{-1}] \quad (12)$$

Die Änderungen des TOC-Vorrats zwischen der ersten ( $\text{TOC-Vorrat}_1$ ) und siebten ( $\text{TOC-Vorrat}_7$ ) Erhebung sowie die jährlichen Änderungen wurden für den Ober- und Unterboden berechnet als:

$$\Delta \text{TOC-Vorrat} [\text{t TOC ha}^{-1}] = \text{TOC-Vorrat}_7 [\text{t TOC ha}^{-1}] - \text{TOC-Vorrat}_1 [\text{t TOC ha}^{-1}] \quad (13)$$

$$\Delta \text{TOC-Vorrat}_{\text{jährlich}} [\text{t TOC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] = \frac{\Delta \text{TOC-Vorrat} [\text{t TOC ha}^{-1}]}{\text{Anzahl Jahre} [\text{a}]} \quad (14)$$

Für zwei Ackerbaustandorte, einen Graslandstandort und einen Waldstandort konnte aufgrund fehlender Daten für den Unterboden nur der TOC-Vorrat im Oberboden berechnet werden.

### 4.2 Statistische Auswertung

Die Auswertung des Kohlenstoffvorrats wurde für den Ober- und Unterboden separat durchgeführt. Um die Voraussetzung der Normalverteilung der Modellresiduen zu erfüllen, wurde die abhängige Variable TOC-Vorrat mithilfe einer Box-Cox Funktion transformiert. Hierbei wird ein Exponent geschätzt, für den die Verteilung der Residuen am besten einer Normalverteilung entspricht (Oberboden:  $\log(\text{TOC-Vorrat})$ ; Unterboden:  $\frac{\text{TOC-Vorrat}^{-0.4}-1}{-0.4}$ ).

## Unterschiede im TOC-Vorrat zwischen Erhebungen und Landnutzungen

Um Unterschiede im TOC-Vorrat zwischen den Erhebungen zu testen, wurde für jede Landnutzung und Bodentiefe ein gepaarter t-Test durchgeführt:

$$t\text{-Test}(\text{TOC-Vorrat}_1 \sim \text{TOC-Vorrat}_7) \quad (15)$$

Für die Landnutzungen Obst-/Rebbau und Wald wurde aufgrund der geringen Anzahl an Datenpunkten und der nicht gegebenen Normalverteilung zusätzlich ein Wilcoxon-Test durchgeführt. Die Ergebnisse beider Tests unterschieden sich nur geringfügig, weshalb für die weitere Auswertung der t-Test verwendet wurde.

Um Unterschiede im TOC-Vorrat zwischen den Landnutzungen (abhängig von der Erhebung) zu testen, wurde ein lineares gemischtes Modell mit Box-Cox transformiertem TOC-Vorrat als abhängige Variable, Landnutzung in Interaktion mit Erhebung als kategorischer fester Effekt und Standort als zufälliger Effekt mit restriktiver Maximum-Likelihood-Methode (REML) für die Varianzkomponentenschätzung gefittet:

$$\text{lmer}(\text{BC}(\text{TOC-Vorrat}) \sim \text{Landnutzung} * \text{Erhebung} + (1|\text{Standort})) \quad (16)$$

## Minimale nachweisbare Differenz

Um die Änderung des TOC-Vorrats zu quantifizieren, die für eine statistische Signifikanz notwendig wäre, wurde die minimale nachweisbare Differenz (minimal detectable difference, MDD) für jede Landnutzung und Bodentiefe berechnet (Saby et al., 2008):

$$\text{MDD}_{\text{TOC-Vorrat}} = \sqrt{(t_{\alpha(2),\nu})^2 * \frac{s_d^2}{n}} \quad (17)$$

Hier ist  $t_{\alpha}$  der Wert der t-Statistik für einen zweiseitigen t-Test mit  $\nu = n - 1$  Freiheitsgraden für ein Signifikanzniveau von  $\alpha$ , und  $s_d$  die Standardabweichung von  $\Delta\text{TOC-Vorrat}$  über alle  $n$  Standorte.

## Einfluss von Begleitvariablen auf den TOC-Vorrat und dessen Änderungen

Anschließend wurden die Effekte der pedoklimatischen Variablen (Tabelle 2; ausgenommen KAK) auf den TOC-Vorrat (Box-Cox transformiert; Tabelle 4) mit einem linearen gemischten Modell mit der pedoklimatischen Variable als fester Effekt und Standort als zufälliger Effekt für jede Landnutzung und Bodentiefe getestet:

$$\text{lmer}(\text{BC}(\text{TOC-Vorrat}) \sim \text{pedoklimatische Variable} + (1|\text{Standort})) \quad (18)$$

Bei den Modellen der Graslandstandorte mit Hangneigung als Kovariate wurde zusätzlich die Hangneigung Yeo-Johnson (YJ) power-transformiert, wofür die zugrundeliegenden Daten nicht streng positiv sein müssen (Yeo, 2000):  $\frac{(\text{Hangneigung}+1)^{0.07}-1}{0.07}$ . Die Effekte des initialen TOC-Vorrats, der pedoklimatischen Variablen (Tabelle 2; ausgenommen KAK) und der Änderung der klimatischen Variablen auf die Änderung des TOC-Vorrats wurden mit einem einfachen linearen Modell getestet. Die Modelle wurden eingangs separat für jede Landnutzung gefittet, jedoch wurde aufgrund

der geringeren statistischen Güte der einzelnen Modelle schlussendlich ein Modell über alle Landnutzungen zusammen gefittet:

$$\begin{aligned} \ln(YJ(\Delta \text{ TOC-Vorrat}_{\text{jährlich}}) \sim \text{initialer TOC-Vorrat}) \text{ oder} & \quad (19) \\ \ln(YJ(\Delta \text{ TOC-Vorrat}_{\text{jährlich}}) \sim \text{pedoklimatische Variable}) \text{ oder} \\ \ln(YJ(\Delta \text{ TOC-Vorrat}_{\text{jährlich}}) \sim \Delta \text{ klimatische Variable}) \end{aligned}$$

Die jährliche Änderung des TOC-Vorrats wurde für 0–20 cm und 20–60 cm Bodentiefe mit Yeo-Johnson Funktionen transformiert, um eine Normalverteilung der Residuen sicherzustellen. Für 0–20 cm Bodentiefe wurde die Transformation  $\frac{(\Delta \text{ TOC-Vorrat}_{\text{jährlich}} + 1)^2 - 1}{2}$  für Werte grösser oder gleich 0 und  $-\log(-\Delta \text{ TOC-Vorrat}_{\text{jährlich}} + 1)$  für Werte kleiner 0 angewendet. Für 20–60 cm Bodentiefe entsprach die Verteilung der jährlichen Änderung des TOC-Vorrats auch nach der Yeo-Johnson Transformation nicht der einer Normalverteilung. Zwei Datenpunkte, die ausserhalb des Interquartilabstandes lagen, wurden als Ausreisser identifiziert und entfernt. Die Daten ohne Ausreisser wurden wiederum Yeo-Johnson transformiert, mit  $\frac{(\Delta \text{ TOC-Vorrat}_{\text{jährlich}} + 1)^{0.07} - 1}{0.07}$  für Werte grösser oder gleich 0 und  $\frac{-(-\Delta \text{ TOC-Vorrat}_{\text{jährlich}} + 1)^{2-0.56} - 1}{2-0.56}$  für Werte kleiner 0.

Tabelle 4: Box-Cox Transformationen der abhängigen Variable TOC-Vorrat für die Gleichung 18

Landnutzung, Bodentiefe	Box-Cox Transformation
Ackerbau, 0–20 cm	$\frac{\text{TOC} - \text{Vorrat}^{0.3} - 1}{0.3}$
Ackerbau, 20–60 cm	$\log(\text{TOC} - \text{Vorrat})$
Grasland, 0–20 cm	$\frac{\text{TOC} - \text{Vorrat}^{0.8} - 1}{0.8}$
Grasland, 20–60 cm	$\frac{\text{TOC} - \text{Vorrat}^{-0.6} - 1}{-0.6}$
Wald, 0–20 cm	$\frac{\text{TOC} - \text{Vorrat}^{1.4} - 1}{1.4}$
Wald, 20–60 cm	$\frac{\text{TOC} - \text{Vorrat}^{0.3} - 1}{0.3}$
Obst-/Rebbau, 0–20 cm	$\frac{\text{TOC} - \text{Vorrat}^{-0.9} - 1}{-0.9}$
Obst-/Rebbau, 20–60 cm	$\log(\text{TOC} - \text{Vorrat})$

### Signifikanztests und relative Wichtigkeit erklärender Variablen

Unterschiede im TOC-Vorrat zwischen den Erhebungen (Gleichung 15) wurden mittels gepaarten t-Tests getestet. Unterschiede im TOC-Vorrat zwischen Landnutzungen (Gleichung 16) wurden mittels Typ III Varianzanalyse (ANOVA) nach Satterthwaite Methode und multiplen paarweisen Vergleichen der geschätzten Randmittelwerte (estimated marginal means, EMMs) mit Tukey-Anpassung der p-Werte getestet. Signifikante Unterschiede zwischen Gruppen wurden durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet. Statistische Signifikanz wurde für alle Tests für  $p < 0.05$  angegeben.

Um die wichtigsten Einflussfaktoren auf den TOC-Vorrat und dessen jährliche Änderung zu identifizieren, wurde die relative Wichtigkeit der erklärenden Variablen mittels Varianzdekomposition für gemischte (Gleichung 18) respektive einfache lineare Modelle (Gleichung 19) berechnet (Grömping, 2007; Lai et al., 2022). Dabei wurde die abhängige Variable wieder Box-Cox respektive Yeo-Johnson transformiert, wobei für die jährliche Änderung des TOC-Vorrats für 20–60 cm Bodentiefe zwei Datenpunkte als Ausreisser identifiziert und entfernt wurden. Der Schluffgehalt wurde aufgrund linearer Abhängigkeit zum Ton- und Sandgehalt als erklärende Variable nicht berücksichtigt.

### 4.3 Quantifizierung der Unsicherheiten

Unsicherheiten im TOC-Vorrat können aus der Probenahme, der Laboranalyse und der Datenaufbereitung resultieren. Aufgrund der Datenlücken und verschiedenen Harmonisierungsschritte wird im Weiteren nur auf die Unsicherheit basierend auf der Datenaufbereitung eingegangen: Umrechnung der TOC-Konzentrationen zwischen verschiedenen Analysemethoden (TOC<sub>cam</sub> in TOC<sub>EA</sub>: Gleichung 6), Schätzung fehlender Lagerungsdichten anhand einer PTF (Gleichung 8), Umrechnung der Bodendichte zwischen verschiedenen Probenahmemethoden (Gleichung 9) und Tiefeninterpolation des TOC-Vorrats mittels massenerhaltenden Splines. Als absolutes Mass der Unsicherheit wurde die Abweichung der prognostizierten und beobachteten Werte des jeweiligen Datenaufbereitungsschritts je Datenpunkt im Testdatensatz berechnet (Taylor, 1997):

$$\text{Unsicherheit}_{\text{absolut}} = \sqrt{(\text{Wert}_{\text{prognostiziert}} - \text{Wert}_{\text{beobachtet}})^2} \quad (20)$$

Die Unsicherheit durch Umrechnung der Bodendichte bezieht sich auf die Prognoseunsicherheit des Modells (Gleichung 9) und nicht auf die Unsicherheit zwischen der geschätzten und der gemessenen Bodendichte, da in der siebten Erhebung keine Bodendichtebestimmung mit Stechzylindern vorgenommen wurde.

Um eine Vergleichbarkeit der Unsicherheiten zwischen den Harmonisierungsschritten zu ermöglichen, wurde die absolute Unsicherheit mit dem beobachteten Wert normalisiert:

$$\text{Unsicherheit}_{\text{relativ}} = \frac{\text{Unsicherheit}_{\text{absolut}}}{\text{Wert}_{\text{beobachtet}}} * 100\% \quad (21)$$

Grössere Abweichungen werden dabei bei grösseren prognostizierten Werten besser berücksichtigt. Schliesslich wurde der Mittelwert der absoluten und relativen Unsicherheit über alle Datenpunkte im Testdatensatz berechnet.

Für die Tiefeninterpolation mittels Spline-Funktionen können zwei verschiedene Unsicherheiten unterschieden werden. Einerseits ist der stetige Wert eines Bodenparameters unbekannt und wird durch den Spline-Wert geschätzt (Punkte und Linie, Abbildung 12). Andererseits werden diskrete Werte von Horizont- oder Intervallproben durch die Spline-Funktion verstetigt (Rechtecke und Linie, Abbildung 12). Da der wahre stetige Wert des Bodenparameters nicht bekannt ist und somit diese Unsicherheit nicht geschätzt werden kann, wurde nur die zweite Art der Unsicherheit berechnet. Um zu prüfen, wie gut der mit der Spline-Funktion berechnete TOC-Vorrat mit dem an den Horizontproben bestimmten TOC-Vorrat übereinstimmt, wurde der TOC-Vorrat separat für beide Erhebungen, einmal als Summe des TOC-Vorrats pro Horizont und einmal anhand der Spline-Funktion, berechnet. Die absolute und relative Unsicherheit wurde dann pro Standort gemäss Gleichungen 20 und 21 für den summierten TOC-Vorrat berechnet. Schliesslich wurde der Mittelwert der absoluten und relativen Unsicherheit über alle Standorte berechnet. Da mehrere Komponenten der Gesamtunsicherheit aus den verschiedenen Harmonisierungsschritten nicht quantifiziert werden konnten, wurde auf eine Unsicherheitspropagation verzichtet.

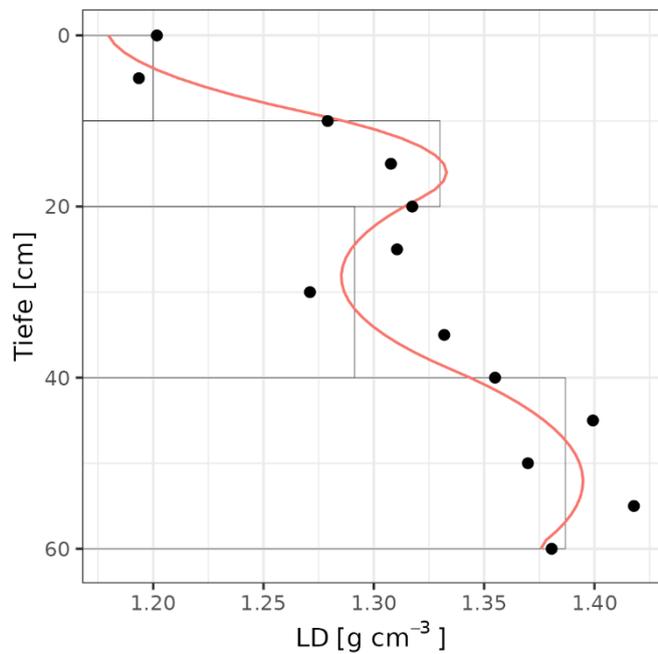


Abbildung 12: Beispielhafte Darstellung der zwei Arten der Unsicherheit, die durch die Verwendung einer Spline-Funktion entstehen.

#### 4.4 Software

Alle Datenauswertungen wurden mit der Software R, Version 4.4.2 durchgeführt (R Core Team, 2024). Für die statistische Auswertung wurden die Pakete Caret (Kuhn, 2008), Car (Fox & Weisberg, 2019), emmeans (Lenth et al., 2023), multcomp (Hothorn et al., 2008), lme4 (Bates et al., 2015), relaimpo (Grömping, 2007) und glm.hp (Lai et al., 2022) verwendet, sowie für die Spline-Funktionen mpsline2 (Malone, 2023; O'Brien et al., 2022). Datenvisualisierungen wurden mit den Paketen ggplot2 (Wickham et al., 2016) und ggcorrplot (Kassambara, 2023) realisiert.

## 5 TOC-Vorrat der ersten und siebten Erhebung und dessen Entwicklung

### 5.1 TOC-Vorrat im Ober- und Unterboden

Bei der ersten Erhebung beträgt der gesamte TOC-Vorrat über die Bodentiefe 0–60 cm im Durchschnitt 113 t TOC ha<sup>-1</sup> für alle Landnutzungen, mit einem Variationskoeffizienten von 45%, und 103 t TOC ha<sup>-1</sup> an Ackerbaustandorten, 125 t TOC ha<sup>-1</sup> an Graslandstandorten, 167 t TOC ha<sup>-1</sup> an Obst- und Rebbaustandorten und 96 t TOC ha<sup>-1</sup> an Waldstandorten. Im Ober- und Unterboden beträgt der durchschnittliche TOC-Vorrat jeweils 62 t TOC ha<sup>-1</sup> (Minimum bis Maximum: 30 bis 161 t TOC ha<sup>-1</sup>) und 55 t TOC ha<sup>-1</sup> (22 bis 210 t TOC ha<sup>-1</sup>) für alle Landnutzungen, 54 und 53 t TOC ha<sup>-1</sup> an Ackerbaustandorten, 76 und 52 t TOC ha<sup>-1</sup> an Graslandstandorten, 72 und 95 t TOC ha<sup>-1</sup> an Obst- und Rebbaustandorten und 56 und 45 t TOC ha<sup>-1</sup> an Waldstandorten (Abbildung 13; Ergänzende Abbildungen 4-7).

Bei der siebten Erhebung beträgt der gesamte TOC-Vorrat über die Bodentiefe 0–60 cm im Durchschnitt 104 t TOC ha<sup>-1</sup> für alle Landnutzungen, mit einem Variationskoeffizienten von 36%, und 91 t TOC ha<sup>-1</sup> an Ackerbaustandorten, 125 t TOC ha<sup>-1</sup> an Graslandstandorten, 122 t TOC ha<sup>-1</sup> an Obst- und Rebbaustandorten und 92 t TOC ha<sup>-1</sup> an Waldstandorten. Im Ober- und Unterboden beträgt der durchschnittliche TOC-Vorrat jeweils 57 t TOC ha<sup>-1</sup> (18 bis 105 t TOC ha<sup>-1</sup>) und 50 t TOC ha<sup>-1</sup> (16 bis 147 t TOC ha<sup>-1</sup>) für alle Landnutzungen, 46 und 49 t TOC ha<sup>-1</sup> an Ackerbaustandorten, 76 und 53 t TOC ha<sup>-1</sup> an Graslandstandorten, 58 und 64 t TOC ha<sup>-1</sup> an Obst- und Rebbaustandorten und 55 und 41 t TOC ha<sup>-1</sup> an Waldstandorten (Abbildung 13; Ergänzende Abbildungen 4-7).

Der TOC-Vorrat dieser Studie liegt in einem ähnlichen Bereich wie in anderen Untersuchungen. In Bodenmonitoring-Programmen in Mitteleuropa beträgt der mittlere TOC-Vorrat je nach Studie etwa 100 t TOC ha<sup>-1</sup> (0–50 cm und 0–100 cm) in Ackerböden (Flessa et al., 2019; Taghizadeh-Toosi et al., 2014), 200 t TOC ha<sup>-1</sup> (0-100 cm) in Graslandböden (Jacobs et al., 2018) und zwischen 65 t ha<sup>-1</sup> (0–30 cm) und 117 t ha<sup>-1</sup> (0–90 cm) in Waldböden (De Vos et al., 2015; Wellbrock et al., 2017).

Der TOC-Vorrat im Oberboden von Ackerbaustandorten ist in der ersten Erhebung signifikant höher als in der siebten Erhebung ( $P = 0.001$ ), während es im Unterboden und innerhalb der anderen Landnutzungen keine statistisch signifikanten Unterschiede zwischen den Erhebungen gibt (Abbildung 13). In anderen Studien werden je nach Landnutzung, Bodenart und Region unterschiedliche Entwicklungen beobachtet. In Österreich und Belgien nimmt der TOC-Vorrat im Oberboden unter Grasland zu, während er in Ackerböden teilweise abnimmt (Goidts & van Wesemael, 2007; Lettens et al., 2005; Wenzel et al., 2022). In Deutschland nimmt der TOC-Vorrat im Oberboden zu, und im Unterboden ab (Steinmann et al., 2016), was die Bedeutung des Unterbodens für die Bestimmung des C-Vorrats unterstreicht. Studien mit einer grösseren Anzahl an Standorten zeigen oft signifikante Änderungen (Goidts, Wesemael, & Van Oost, 2009; Lettens et al., 2005; Wenzel et al., 2022). Diese ermöglichen eine genaue Differenzierung, nicht nur nach Landnutzung, sondern auch nach Bodentyp, wodurch langfristige Entwicklungen des TOC-Vorrats besser zu erkennen sind.

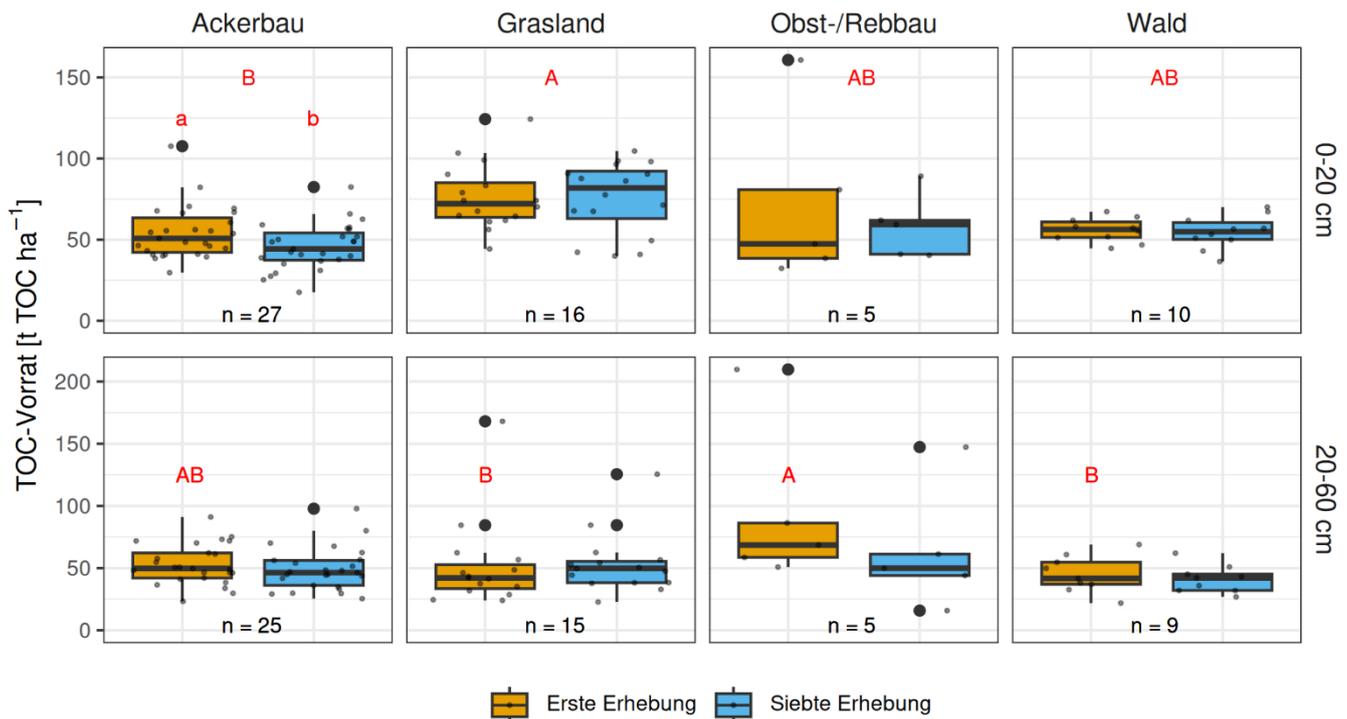


Abbildung 13: TOC-Vorrat der ersten und siebten Erhebung, aufgeteilt nach Ober- und Unterboden und Landnutzung. Graue Punkte stellen Einzelwerte dar. Unterschiedliche Gross- respektive Kleinbuchstaben geben signifikante Unterschiede im TOC-Vorrat zwischen verschiedenen Landnutzungen respektive Erhebungen an. Die Anzahl der Beobachtungen (n) pro Bodentiefe und Landnutzung ist unter dem jeweiligen Boxplot-Paar angegeben.

## 5.2 Änderung des TOC-Vorrats und minimale nachweisbare Differenz

Die Änderung des TOC-Vorrats zwischen der ersten und siebten Erhebung über alle Landnutzungen hinweg beträgt im Mittel  $-5.6 \text{ t TOC ha}^{-1}$  ( $-72$  bis  $+37 \text{ t TOC ha}^{-1}$ ) für den Oberboden und  $-4.9 \text{ t TOC ha}^{-1}$  ( $-148$  bis  $+61 \text{ t TOC ha}^{-1}$ ) für den Unterboden. Dies entspricht einer durchschnittlichen jährlichen Änderung von  $-0.19 \text{ t TOC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  für den Oberboden und  $-0.17 \text{ t TOC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  für den Unterboden. An Ackerbaustandorten beträgt die Änderung von der ersten zur siebten Erhebung für den Ober- respektive Unterboden  $-8.7$  und  $-3.9 \text{ t TOC ha}^{-1}$ , an Graslandstandorten  $-0.5$  und  $+1.5 \text{ t TOC ha}^{-1}$ , an Obst- und Rebbaustandorten  $-13.6$  und  $-31.1 \text{ t TOC ha}^{-1}$  und an Waldstandorten  $-1.2$  und  $-4.0 \text{ t TOC ha}^{-1}$  (Tabelle 5). Die jährliche Änderung für den Ober- respektive Unterboden ist dementsprechend  $-0.30$  und  $-0.13 \text{ t TOC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  an Ackerbaustandorten,  $-0.03$  und  $+0.05 \text{ t TOC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  an Graslandstandorten,  $-0.48$  und  $-1.10 \text{ t TOC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  an Obst- und Rebbaustandorten und  $-0.03$  und  $-0.14 \text{ t TOC ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  an Waldstandorten (Abbildung 14; Ergänzende Abbildungen 8-11).

Die MDD beträgt  $5.5$  und  $4.0 \text{ t TOC ha}^{-1}$  für Ackerbaustandorte,  $9.5$  und  $8.9 \text{ t TOC ha}^{-1}$  für Graslandstandorte,  $51.0$  und  $94.0 \text{ t TOC ha}^{-1}$  für Obst- und Rebbaustandorte und  $5.1$  und  $8.0 \text{ t TOC ha}^{-1}$  für Waldstandorte für den Ober- respektive Unterboden (Tabelle 5). An Ackerbaustandorten war die Änderung des TOC-Vorrats im Oberboden zwischen beiden Erhebungen somit ca. 1.6 mal grösser als die MDD. Hingegen hätte die Änderung im Oberboden der anderen drei Landnutzungen zwischen 3.7 und 17.6 mal grösser sein müssen, um statistisch signifikant zu sein. Im Unterboden lag der Faktor zwischen 1.0 und 5.7 über alle Landnutzungen hinweg. In verschiedenen Studien wurde ebenso die MDD für TOC-Konzentration oder TOC-Vorrat berechnet, jedoch nicht mit tatsächlich gemessenen Differenzen in Beziehung gesetzt (Deluz et al., 2020; Goidts, Van Wesemael, & Crucifix, 2009; Gubler et al., 2019; Saby et al., 2008; Schrumpp et al., 2011), sodass ein Vergleich mit unserer Studie nicht möglich ist.

Tabelle 5: Änderung des TOC-Vorrats und minimale nachweisbare Differenz (MDD) zwischen erster und siebter Erhebung, aufgeteilt nach Bodentiefe und Landnutzung.

Bodentiefe	Landnutzung	Änderung des TOC-Vorrats [t TOC ha <sup>-1</sup> ]	MDD des TOC-Vorrats [t TOC ha <sup>-1</sup> ]
0–20 cm	Ackerbau	-8.7	±5.5
	Grasland	-0.5	±9.5
	Obst-/Rebbau	-13.6	±51.0
	Wald	-4.0	±5.1
20–60 cm	Ackerbau	-3.9	±4.0
	Grasland	+1.5	±8.9
	Obst-/Rebbau	-31.1	±94.0
	Wald	-1.2	±8.0

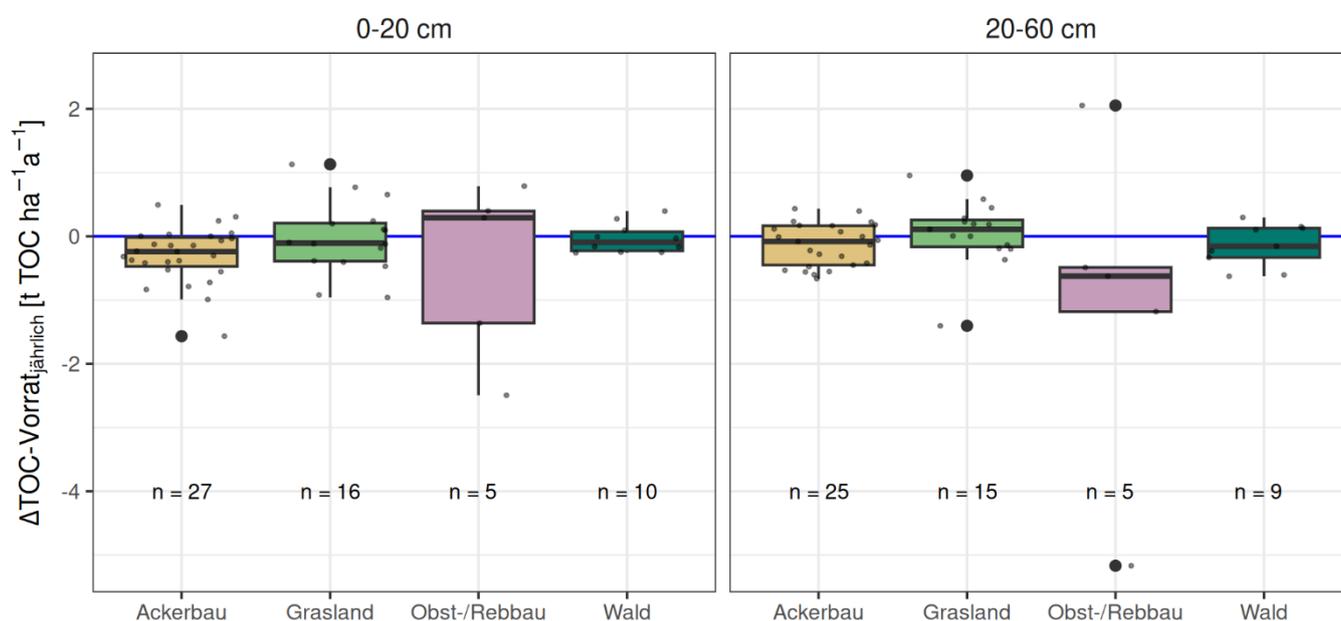


Abbildung 14: Jährliche Änderung des TOC-Vorrats, aufgeteilt nach Ober- und Unterboden. Graue Punkte stellen Einzelwerte dar. Die Anzahl der Beobachtungen (n) pro Bodentiefe und Landnutzung ist unter dem jeweiligen Boxplot angegeben. Die blaue horizontale Linie ist die Nulllinie.

### 5.3 TOC-Vorrat in Abhängigkeit der Landnutzung

Auch der Vergleich der Landnutzungen zeigt signifikante Unterschiede im TOC-Vorrat (Abbildung 13; Tabelle 6): Unabhängig von der Erhebung ist der TOC-Vorrat im Oberboden von Graslandstandorten 1,5-mal höher als an Ackerbaustandorten (Abbildung 13). Zwischen den anderen Landnutzungen sind die Unterschiede nicht signifikant. Im Unterboden ist der TOC-Vorrat zwischen erster und siebter Erhebung signifikant unterschiedlich; jedoch gibt es signifikante Interaktionen mit der Landnutzung (Tabelle 6). In der ersten Erhebung ist der TOC-Vorrat für Obst-/Rebbaustandorte signifikant höher als für Grasland- und Waldstandorte, während die Unterschiede zwischen den anderen Landnutzungen in der ersten Erhebung sowie zwischen allen Landnutzungen in der siebten Erhebung nicht signifikant sind (Abbildung 13; Tabelle 6). Der Unterschied bei den Obst-/Rebbaustandorten ist auf einen hohen Ausreisserwert in der ersten Erhebung zurückzuführen. Das Modell der Gleichung 16 wurde deshalb für den Unterboden erneut gefittet, wobei der Ausreisserwert entfernt wurde, und eine erneute ANOVA ergab weder einen signifikanten Unterschied zwischen Erhebungen noch einen signifikanten Interaktionsterm.

Zahlreiche Studien zeigen, dass die Landnutzung einen starken Einfluss auf den TOC-Vorrat hat (Jacobs et al., 2018; Wenzel et al., 2022; Wiesmeier et al., 2012). Grasland weist im Oberboden in der Regel einen höheren TOC-Vorrat auf als Ackerland (Lettens et al., 2005; Wenzel et al., 2022; Wiesmeier et al., 2012), was auf geringere Störungen durch Bodenbearbeitung (Six et al., 1999), eine höhere Wurzelbiomasse und kontinuierliche C-Einträge durch Wurzelausscheidungen zurückzuführen ist (Kätterer et al., 2011; Poeplau et al., 2021). Langzeitstudien in verschiedenen Regionen zeigen zudem je nach Standort eine unterschiedliche TOC-Dynamik im Boden: während Grasland insbesondere im Oberboden meist eine langfristige Anreicherung von TOC begünstigt, führen Bewirtschaftungsmassnahmen auf Ackerland oft zu Kohlenstoffverlusten oder einer Umverteilung von TOC zwischen Ober- und Unterboden (Kühnel et al., 2019; Skadell et al., 2023; Wenzel et al., 2022). Die Bodenart und der Wasserhaushalt spielen dabei eine wichtige Rolle, da sie beeinflussen, ob Kohlenstoff langfristig im Boden gespeichert oder schneller abgebaut wird (Flessa et al., 2019; Jacobs et al., 2018). Eine genauere Erfassung von Bewirtschaftungsmassnahmen und Standortfaktoren ist daher entscheidend, um die Entwicklung der TOC-Vorräte besser zu verstehen und gezielte Massnahmen zur C-Speicherung in Agrarökosystemen abzuleiten (Lettens et al., 2005; Wiesmeier et al., 2012).

Die hohen Schwankungen im TOC-Vorrat innerhalb der Grasland- und Obst-/Rebbaustandorte verdeutlichen die Diversität dieser Landnutzungen (Abbildung 13). Während die Unterschiede bei den Graslandstandorten vermutlich auf ihre Höhenlage zwischen 273 m und 1880 m und unterschiedliche Bewirtschaftungsintensität zurückzuführen sind, spiegelt sich bei den Obst- und Rebbaustandorten die Heterogenität der Kulturen und Bewirtschaftungsmassnahmen wider. Die starke Hangneigung und der hohe Skelettgehalt an Rebbaustandorten erschweren eine repräsentative Probenahme und erklären möglicherweise die TOC-Variabilität im Unterboden. Insbesondere in solch heterogenen Landnutzungen ist eine Erweiterung der Untersuchungsstandorte entscheidend um belastbare Aussagen über Veränderungen des TOC-Vorrats treffen zu können.

An Waldstandorten liegt der TOC-Vorrat in unserer Studie zwischen denen von Ackerbau- und Graslandstandorten. In anderen Untersuchungen wird in Waldböden ein höherer TOC-Vorrat als in Graslandböden gefunden (Jackson et al., 2017; Lettens et al., 2005), was vor allem auf die organische Auflage zurückzuführen ist. Während der Mineralboden unter Wald oft einen ähnlichen TOC-Gehalt aufweist wie unter Grasland, ist die organische Auflage ein wesentlicher zusätzlicher C-Speicher, der in vielen Studien nicht systematisch erfasst wird. Eine differenzierte Beprobung der organischen Auflage ist daher entscheidend, um den tatsächlichen C-Vorrat an Waldstandorten präzise zu bestimmen und mit anderen Landnutzungen vergleichen zu können.

Die erforderliche Homogenisierung der Zeitreihe reduzierte die Anzahl der Datenpunkte und erhöht die Unsicherheit, wodurch tatsächliche Unterschiede im TOC-Vorrat vermutlich überdeckt werden. Eine Aufskalierung der Ergebnisse auf Landschaftsebene würde die Unsicherheit weiter verstärken (Goidts, Van Wesemael, & Crucifix, 2009) und ist daher mit dem vorliegenden Datensatz nicht sinnvoll. Jede weitere NABO-Erhebung mit konstanter Methodik verbessert jedoch die Interpretationssicherheit hinsichtlich der Veränderungen im TOC-Vorrat über die Zeit.

Tabelle 6: P-Werte der ANOVA basierend auf einem linearen Modell mit TOC-Vorrat als abhängige Variable und Erhebung in Interaktion mit Landnutzung als erklärende Variablen.

Abhängige Variable	Landnutzung	Erhebung	Landnutzung * Erhebung
TOC-Vorrat 0–20 cm [t TOC ha <sup>-1</sup> ]	< 0.001	0.08	0.23
TOC-Vorrat 20–60 cm [t TOC ha <sup>-1</sup> ]	0.31	0.008	0.005

## 6 Pedoklimatische Einflüsse auf den TOC-Vorrat und dessen Änderung

### 6.1 Pedoklimatische Einflüsse auf den TOC-Vorrat

Innerhalb einzelner Landnutzungen und Bodentiefen zeigt der TOC-Vorrat eine signifikante positive Beziehung zum Tongehalt, zum pH-Wert, zur Höhe und zur Hangneigung und eine negative Beziehung zum Sandgehalt und zur Temperatur (Tabelle 7; Ergänzende Abbildungen 12–19). Die positive Beziehung zwischen feinkörniger Bodenart respektive pH-Wert und TOC-Vorrat ist in der Literatur gut dokumentiert. Tonminerale binden organisches Material und fördern die Bildung von Mikroaggregaten (Six et al., 2002), wodurch der Kohlenstoff vor mikrobiellem Abbau geschützt wird (Lützwow et al., 2006). Bodeninventardaten aus Frankreich, Deutschland und Belgien bestätigen diesen Zusammenhang, insbesondere für den Oberboden von Ackerböden (Arrouays et al., 2006; Goidts & van Wesemael, 2007; Poeplau et al., 2020). Auch in Waldböden in Deutschland wurde eine positive Beziehung zwischen Tongehalt und TOC-Vorrat gefunden (Grüneberg et al., 2019). Der positive Effekt des pH-Werts auf den TOC-Vorrat ist auf die pH-abhängige Sorption organischer Substanz und die damit verbundenen Stabilisierungseffekte zurückzuführen (Lützwow et al., 2006). Während bei niedrigen pH-Werten überwiegend  $\text{Fe}^{3+}$  und  $\text{Al}^{3+}$  zur Stabilisierung der organischen Substanz beitragen, spielt bei höheren pH-Werten ( $> 6$ ), wie sie in Ackerböden unserer Studie dominieren, insbesondere  $\text{Ca}^{2+}$  eine entscheidende Rolle (Rowley et al., 2017). Studien aus Bayern und Deutschland zeigten ebenfalls einen positiven Zusammenhang zwischen pH-Wert und TOC-Vorrat für mineralische Waldböden (Grüneberg et al., 2019; Wiesmeier et al., 2013) und Graslandstandorte (Kühnel et al., 2019).

Der beobachtete Zusammenhang zwischen Höhe und TOC-Vorrat an Waldstandorten könnte auf abnehmende Temperaturen mit zunehmender Höhe zurückzuführen sein (Ergänzende Abbildung 2). Obwohl die Beziehung zwischen der Temperatur und dem TOC-Vorrat nicht signifikant ist, ist ein negativer Trend deutlich zu erkennen (Ergänzende Abbildung 19). Reduzierte Abbauraten aufgrund geringerer Temperaturen sind oft die Ursache für eine längere Verweildauer von TOC im Boden und einen entsprechend höheren TOC-Vorrat (Kühnel et al., 2019; Leifeld et al., 2005), was auch an Graslandstandorten in unserer Studie beobachtet werden konnte (Ergänzende Abbildung 14). Der positive Zusammenhang zwischen Hangneigung und TOC-Vorrat an Grasland- und Waldstandorten in unserer Studie steht jedoch im Widerspruch zu einer anderen Studie, in der die Hangneigung als wesentlicher Faktor für einen abnehmenden TOC-Vorrat identifiziert wird (Kühnel et al., 2019). Dies könnte durch die prominenten Korrelationen zwischen Hangneigung und Höhe (positiv) respektive Temperatur (negativ) für unsere Standorte erklärt werden (Ergänzende Abbildung 2). Der positive Zusammenhang des TOC-Vorrats mit der Hangneigung spiegelt daher vermutlich keinen realen Effekt wider.

Tabelle 7: Richtung (und P-Wert) des Zusammenhangs zwischen der Kovariate und dem TOC-Vorrat im Boden für alle Landnutzungen und Bodentiefen. Nicht signifikante Effekte sind nicht dargestellt (betrifft auch: Schluffgehalt und Niederschlag).

Bodentiefe	Landnutzung	Ton [%]	Sand [%]	pH [-]	Höhe [m]	Temperatur [°C]	Hangneigung [%]
0–20 cm	Ackerbau	+ (0.003)					
	Grasland	+ (0.005)	- (0.042)			- (0.029)	+ (0.001)
	Obst-/Rebbau						
	Wald	+ (0.029)					
20–60 cm	Ackerbau			+ (0.005)			
	Grasland						+ (0.038)
	Obst-/Rebbau						
	Wald				+ (0.005)		+ (0.009)

Für den Ober- und Unterboden zeigt die Analyse der relativen Wichtigkeit der erklärenden Variablen jeweils unterschiedliche Treiber (Abbildung 15). Im Oberboden sind die beiden wichtigsten Einflussfaktoren der Tongehalt und die Landnutzung, die zusammen mehr als 55% der Variabilität im TOC-Vorrat erklären. Im Unterboden ist der pH-Wert mit einer relativen Wichtigkeit von knapp 30% der wichtigste Treiber, gefolgt vom Tongehalt und der Hangneigung (beide 18%) (Abbildung 15). Andere Studien bestätigen die Bedeutung der Landnutzung für den TOC-Vorrat im Oberboden und eine zunehmende Wichtigkeit pedologischer Einflussfaktoren mit zunehmender Bodentiefe (Flessa et al., 2019; Vos et al., 2019). In unserer Studie wird den klimatischen Variablen eine eher geringe Wichtigkeit für den TOC-Vorrat in beiden Bodentiefen zugeordnet, was im Widerspruch zu Erkenntnissen aus anderen Studien steht (Vos et al., 2019; Wiesmeier et al., 2014). Die geringere Spannweite des mittleren Niederschlags in unseren Daten (530–1800 mm vs. 490–3300 mm in anderen Studien) könnte erklären, warum im Vergleich zu den vorangegangenen Studien weniger Variation erfasst wird.

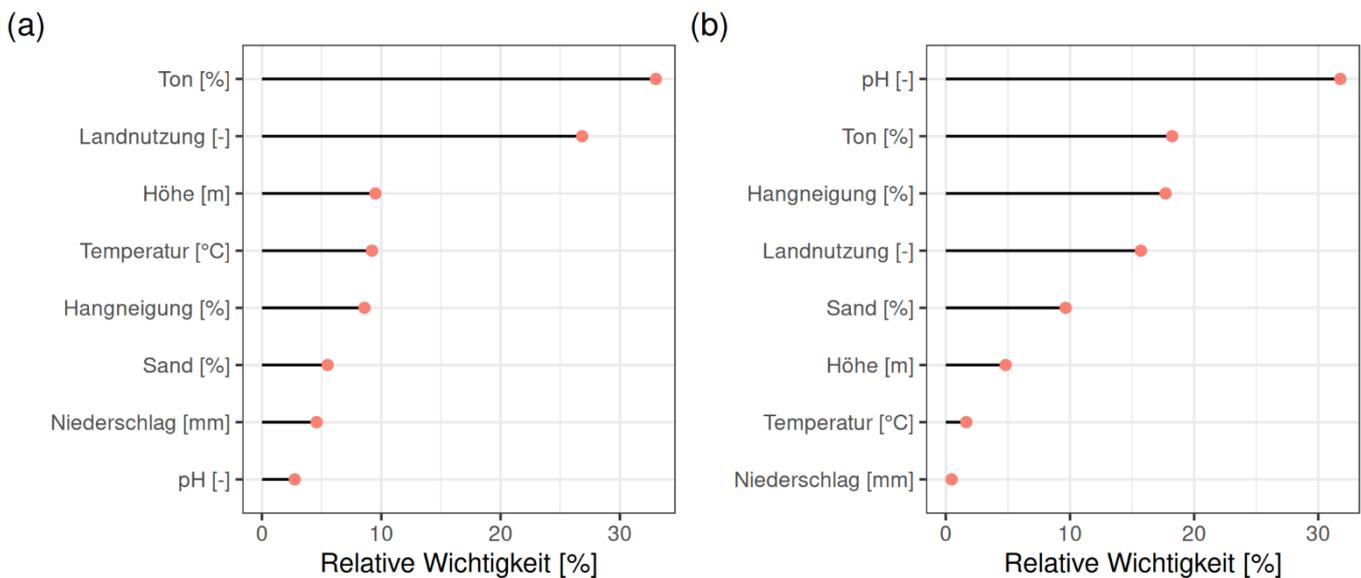


Abbildung 15: Relative Wichtigkeit der erklärenden Variablen für den TOC-Vorrat in (a) 0–20 cm und (b) 20–60 cm Bodentiefe.

## 6.2 Pedoklimatische Einflüsse auf die Änderung des TOC-Vorrats

Die jährliche Änderung des TOC-Vorrats im Oberboden zeigt eine negative Beziehung zum initialen TOC-Vorrat, welcher auch die mit Abstand wichtigste erklärende Variable ist (Abbildungen 16 und 18). Im Oberboden haben zudem pH-Wert und Temperatur einen negativen Einfluss auf die jährliche Änderung des TOC-Vorrats, sowie Höhe und Niederschlag einen positiven Einfluss (Abbildung 16), während für alle anderen erklärenden Variablen die Beziehung zur jährlichen Änderung des TOC-Vorrats nicht signifikant ist (Abbildungen 16 und 17). Für den Unterboden ist die Landnutzung die wichtigste erklärende Variable (Abbildung 18).

Der negative Zusammenhang zwischen dem initialen TOC-Vorrat und der Änderung des TOC-Vorrats wird in verschiedenen Studien gezeigt (Bellamy et al., 2005; Goidts & van Wesemael, 2007; Hanegraaf et al., 2009). Eine mögliche Erklärung ist die Annahme, dass Böden sich langfristig einem Gleichgewichtszustand annähern, wobei Böden mit höherem initialem TOC-Vorrat in stärkerem Masse von TOC-Verlust betroffen sind als Böden mit niedrigem Ausgangswert (Goidts & van Wesemael, 2007). Eine ähnliche Erklärung ist die biophysikalische Sättigungsgrenze, nach der TOC-arme Böden schneller C aufnehmen und bei TOC-reichen Böden ein rascherer C-Verlust bis hin zur Sättigungsgrenze zu erwarten ist (Slessarev et al., 2023). Dies erklärt auch den positiven Zusammenhang der Änderung des TOC-Vorrats mit der Höhe, sowie den negativen Zusammenhang mit Temperatur und pH-Wert, denn diese Variablen waren für bestimmte Landnutzungen mit einem höheren TOC-Vorrat assoziiert (Tabelle 7). Schliesslich kann der Beziehung auch eine statistische Erklärung zugrunde liegen: das Phänomen der Regression zum Mittelwert. Der initiale TOC-Vorrat, welcher durch zufällige Variation bei der Probenahme oder -aufbereitung sehr hoch oder sehr niedrig ist, hat eine höhere Wahrscheinlichkeit für eine moderate Folgemessung.

Damit wird die Änderung des TOC-Vorrats negativ für einen grösseren initialen TOC-Vorrat und umgekehrt, was zu der negativen Beziehung zwischen TOC-Vorrat und dessen Änderung führt (Slessarev et al., 2023).

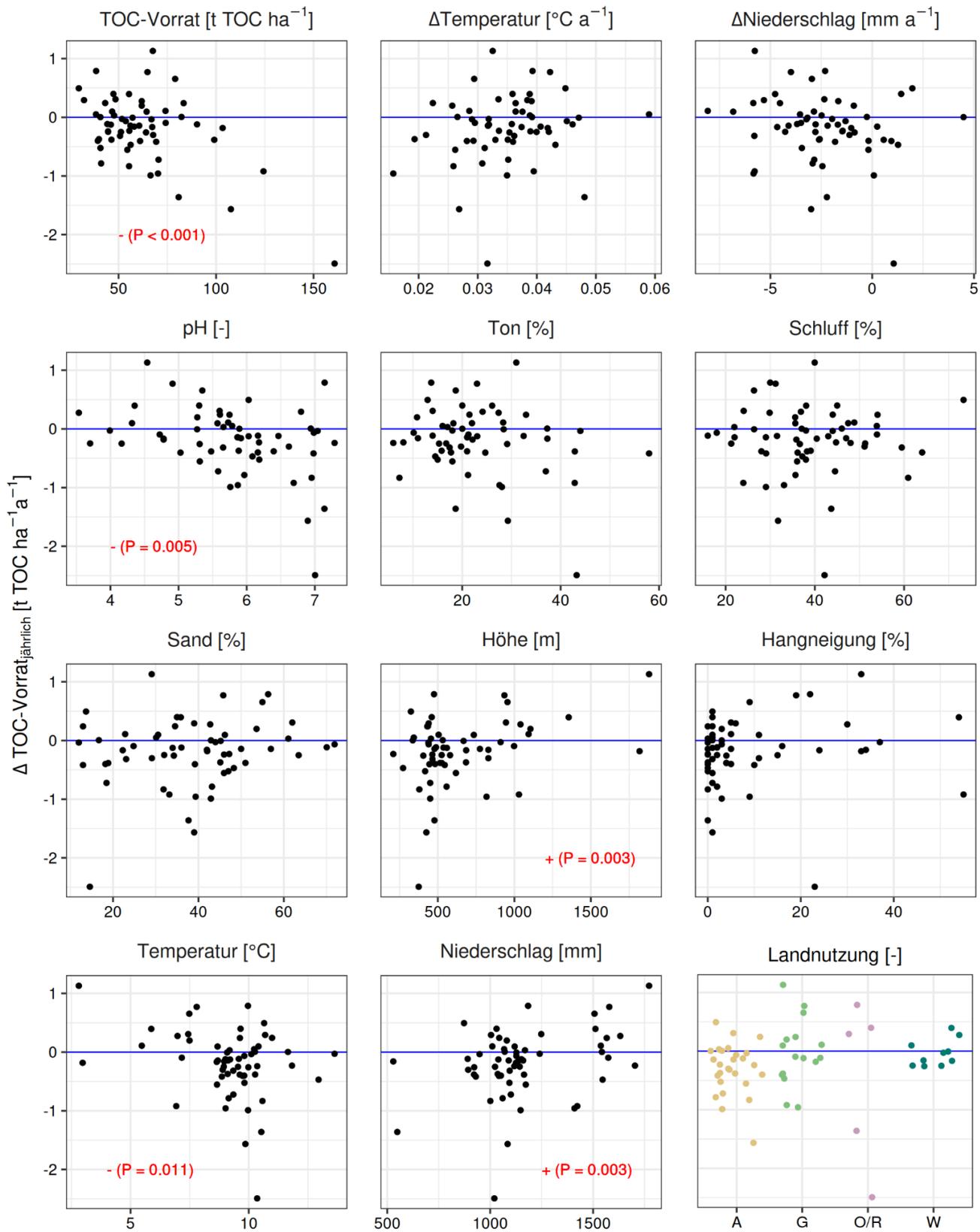


Abbildung 16: Zusammenhang zwischen dem TOC-Vorrat der ersten Erhebung, den pedoklimatischen Variablen sowie der Landnutzung und der jährlichen Änderung des TOC-Vorrats in 0–20 cm Bodentiefe. Die blaue horizontale Linie kennzeichnet die Nulllinie. Die Richtung des Effekts sowie dazugehöriger P-Wert ist bei Signifikanz angegeben. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Daten transformation verzichtet. Landnutzung: A, Ackerbau; G, Grasland; O/R, Obst-/Rebbau; W, Wald.

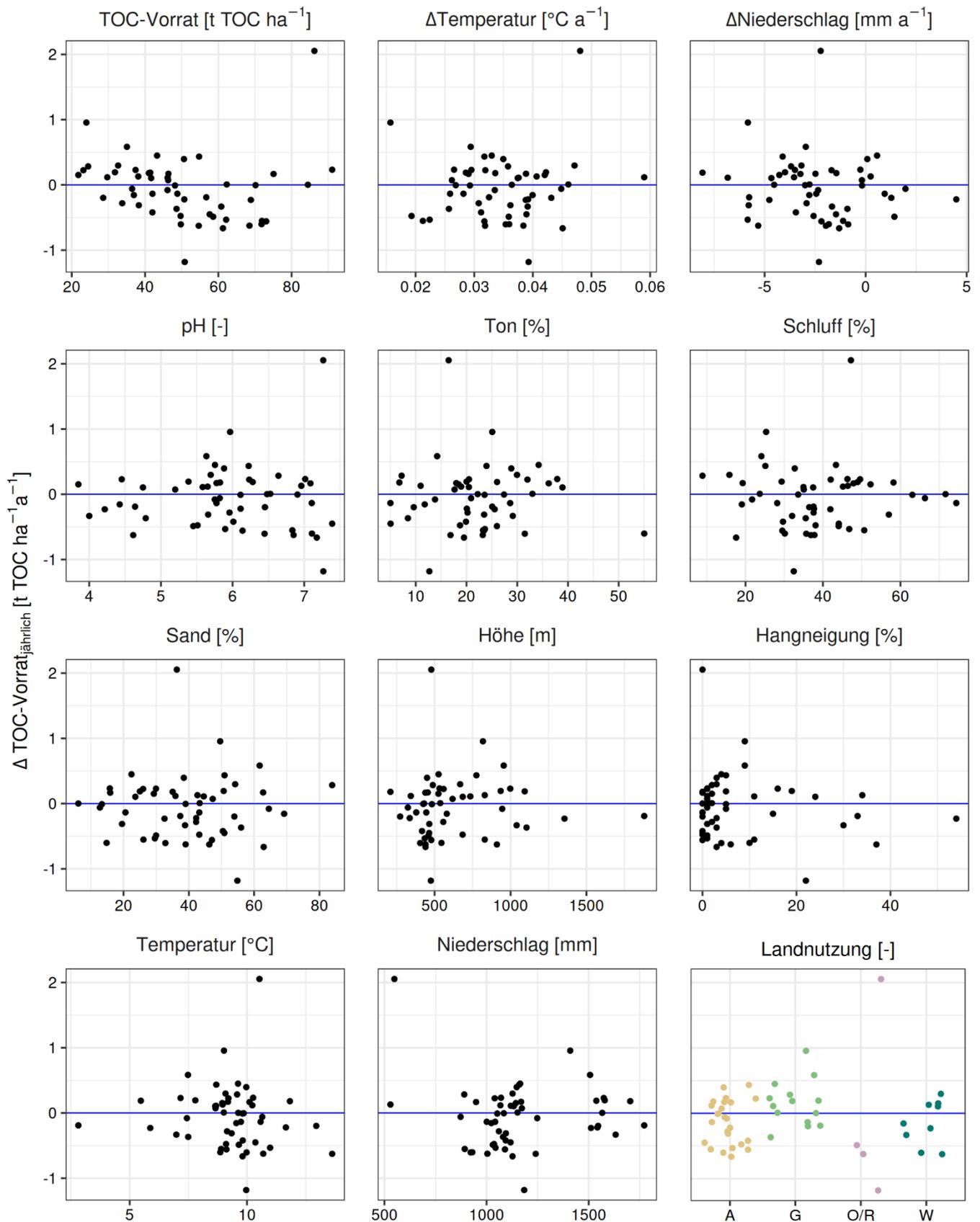


Abbildung 17: Zusammenhang zwischen dem TOC-Vorrat der ersten Erhebung, den pedoklimatischen Variablen sowie der Landnutzung und der jährlichen Änderung des TOC-Vorrats in 20–60 cm Bodentiefe. Die blaue horizontale Linie kennzeichnet die Nulllinie. Landnutzung: A, Ackerbau; G, Grasland; O/R, Obst-/Rebbau; W, Wald.

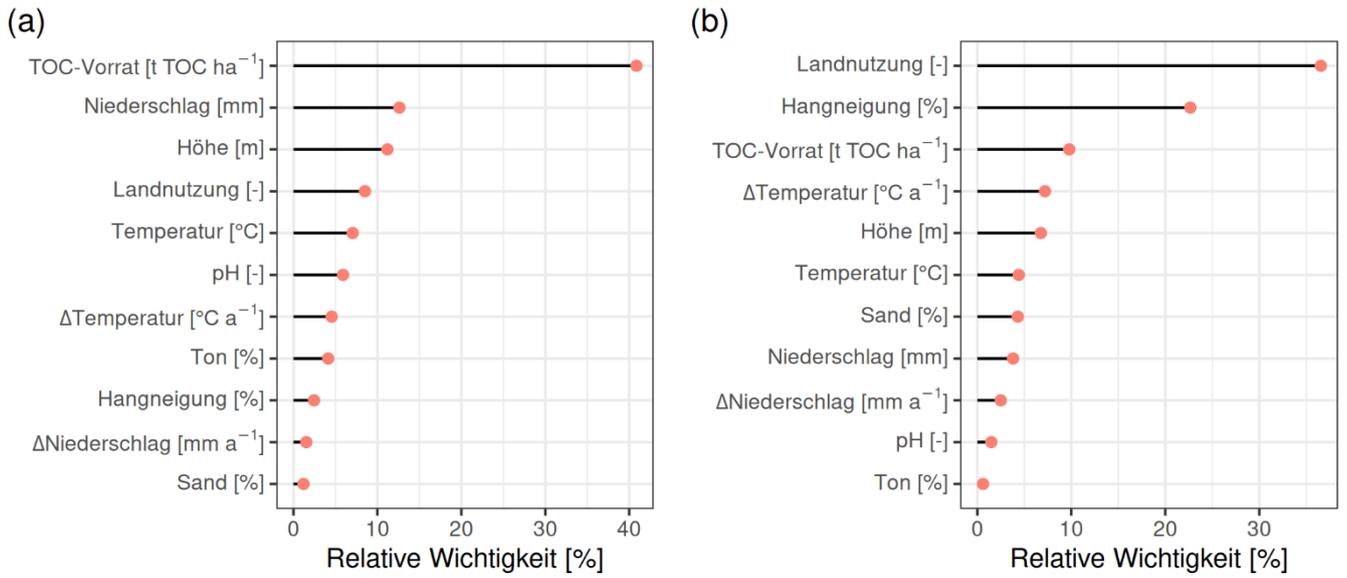


Abbildung 18: Relative Wichtigkeit der erklärenden Variablen für die Änderung des TOC-Vorrats in (a) 0–20 cm und (b) 20–60 cm Bodentiefe.

## 7 Limitationen der Datengrundlage und Empfehlungen für das Bodenmonitoring

Die Unsicherheiten in den Daten des TOC-Vorrats der ersten Erhebung betragen 7% für die Umrechnung der TOC-Konzentration zwischen den beiden Analysemethoden und 9% für die Berechnung der fehlenden Lagerungsdichte mittels PTF, sowie 1% für die Tiefeninterpolation mittels Spline-Funktion (Tabelle 8). Bei der siebten Erhebung betragen die Unsicherheiten 8% für die Umrechnung der Lagerungsdichte zwischen beiden Methoden der Bodenprobenahme und ebenfalls 1% für die Tiefeninterpolation mittels Spline-Funktion (Tabelle 8). Da jedoch die Unsicherheit zwischen der berechneten und der realen Lagerungsdichte für die siebte Erhebung nicht quantifiziert werden konnte, ist vermutlich die Gesamtunsicherheit bei der Umrechnung der Lagerungsdichte zwischen den beiden Probenahmemethoden am höchsten.

Tabelle 8: Absolute und relative Unsicherheiten der Datenharmonisierungsschritte.

Erhebung	Datenaufbereitungsschritt	Gleichung	gemittelte Abweichung	normalisierte gemittelte Abweichung
1	Umrechnung $\text{TOC}_{\text{carm}}$ in $\text{TOC}_{\text{EA}}$	6	0.09 Gewichts-%	7%
1	Berechnung fehlender Lagerungsdichte mittels PTF	8	$0.11 \text{ g cm}^{-3}$	9%
1	Tiefeninterpolation mittels Spline-Funktion	-	$1.7 \text{ t TOC ha}^{-1}$	1%
7	Umrechnung Lagerungsdichte aus der Schlagsonde in Lagerungsdichte aus Stechzylindern	9	$0.10 \text{ g cm}^{-3}$	8%
7	Tiefeninterpolation mittels Spline-Funktion	-	$1.4 \text{ t TOC ha}^{-1}$	1%

Der Effekt der Probenahmemethode auf den TOC-Vorrat wird in verschiedenen Studien gezeigt (Dold et al., 2018; Sharma et al., 2020). Sowohl die Art der Probenahme (Stechzylinder vs. Schlagsonde) als auch der Durchmesser des Gerätes haben einen signifikanten Einfluss auf die Lagerungsdichte (Walter et al., 2016), welcher in verschiedenen Bodentiefen unterschiedlich stark ausgeprägt sein kann (Dold et al., 2018). Im Oberboden wird im Mittel eine höhere Lagerungsdichte mit Stechzylindern als mit Sonden gemessen, während es im Unterboden häufig umgekehrt ist (Poeplau & Gregorich, 2022). Im NABOphys Datensatz ist die Lagerungsdichte aus der Schlagsonde durchgehend niedriger als die Lagerungsdichte aus Stechzylindern, jedoch gleicht sich die Lagerungsdichte aus beiden Methoden mit zunehmender Bodentiefe aneinander an, so dass auch hier der Tiefeneffekt zu beobachten ist (Ergänzende Abbildung 1). Um die Unsicherheit im Kohlenstoffvorrat durch die Probenahmemethode im Bodenmonitoring so gering wie möglich zu halten, sollte die gleiche Methode für verschiedene Erhebungsperioden verwendet werden. Da die Bestimmung der Lagerungsdichte mittels Sonde effizient ist und mit der Bestimmung weiterer Bodenparameter flexibel kombiniert werden kann, werden Sonden bevorzugt eingesetzt (Poeplau & Gregorich, 2022). Die geschlossene Rammkernsonde mit Schlauch weist die geringste Abweichung von der mit Stechzylindern erhobenen Lagerungsdichte auf (Walter et al., 2016).

Auch die Laboranalytik hat einen bedeutenden Einfluss auf die Höhe des TOC-Vorrats. Während in vielen Studien Trockenveraschung und Nass-Oxidation miteinander verglichen werden (Bisutti et al., 2004; Tivet et al., 2012; Vitti et al., 2016), gibt es nur wenig Information zum Einfluss der Trockenveraschungsmethode auf die erfasste Menge an Gesamtkohlenstoff. Unterschiede zwischen Methoden werden auf die Verbrennungstemperatur (900–1300 °C) bei kalkhaltigem Probenmaterial (Wright & Bailey, 2011), die Art und Qualität des organischen Materials in der Probe (Grahmann et al., 2023) und die Einwaagemenge der Probe (Brinton et al., 2025) zurückgeführt. Auch in unserer Studie können das Vorhandensein von Kalk und die Art und Qualität des eingetragenen organischen Materials in den Boden (z.B. Wurzeln, oberirdisches Pflanzenmaterial, organische Düngemittel) die Unsicherheit in der

Umrechnung der TOC-Konzentration zwischen den beiden Analysemethoden beeinflusst haben. Die Temperaturgradientenmethode bietet eine hohe Präzision und Reproduzierbarkeit und bedarf keiner zusätzlichen Analyse zur Bestimmung des anorganischen Kohlenstoffs in kalkhaltigem Probenmaterial (Bisutti et al., 2004).

Die Berechnung fehlender Werte trägt in unserer Studie einen ähnlich grossen Anteil zur Unsicherheit im TOC-Vorrat bei wie die Umrechnung von Werten zwischen verschiedenen Bestimmungsmethoden. Die Anwendung von PTFs ist eine häufig verwendete Alternative zur Messung der Lagerungsdichte für die Bestimmung des TOC-Vorrats, jedoch hängt deren Präzision oft von regionalen Bodeneigenschaften ab (Chen et al., 2024; Makovniková et al., 2017). Aufgrund des kleinen Datensatzes konnten wir keine spezifischen PTFs für verschiedene Bodentypen herleiten. Im Gegensatz dazu ist der Anteil der Tiefeninterpolation an der Unsicherheit im TOC-Vorrat vernachlässigbar klein. Verschiedene Studien erzielen gute Ergebnisse mit interpoliertem TOC-Vorrat mittels Spline-Funktionen (Lacoste et al., 2014; Malone et al., 2009), so dass wir diese Methode auch für den zukünftigen Vergleich des TOC-Vorrats aus unterschiedlichen Bodentiefen als geeignet und wenig fehlerbehaftet betrachten.

Weitere Quellen der Unsicherheit, welche in dieser Studie nicht quantifiziert werden konnten, sind die kleinräumige Variabilität des TOC-Vorrats (Poeplau et al., 2022) und die Bestimmung des Skelettgehalts (Poeplau & Gregorich, 2022). Die Feldwiederholungen der Probennahmepunkte pro Standort liegen in der ersten Erhebung dicht beieinander (gleiches Grubenprofil), haben in der siebten Erhebung jedoch einen Abstand von bis zu 14 m zueinander. Weiterhin befinden sich die Grubenprofile an verschiedenen Standorten unterschiedlich weit von der heutigen NABO-Fläche entfernt (< 2 m bis > 10 m). Somit unterscheidet sich die kleinräumige Variabilität in den Bodenparametern sowohl zwischen den Erhebungsperioden als auch zwischen den Standorten. Aufgrund der Poolung der Feldwiederholungen nach der Probenahme können diese Unsicherheiten nicht quantifiziert werden. Mit dreifachen Feldwiederholungen pro Probenahmezeitpunkt kann die Unsicherheit gegenüber Einzelbestimmungen um 50% reduziert werden (Poeplau et al., 2022).

Der Skelettgehalt wird heute bei der Bestimmung der Lagerungsdichte berücksichtigt (entsprechend der Definition des Raumgewichts Feinerde ( $RG_{FE}$ )), allerdings durch das geringe Volumen der Schlagsonde systematisch unterschätzt (Schwab und Gubler, 2016). In der ersten Erhebung wurde der Skelettgehalt nicht systematisch erfasst und kann aufgrund der fehlenden Rohdaten nicht für die Umrechnung der Lagerungsdichte in das  $RG_{FE}$  herangezogen werden. Beides trägt vermutlich erheblich zur Unsicherheit in den Daten bei.

Zusammenfassend tragen in unserem Datensatz insbesondere die Umrechnung von Werten zwischen verschiedenen Bestimmungsmethoden und die Berechnung fehlender Werte zur messbaren Unsicherheit, sowie die kleinräumige Variabilität und die Bestimmung des Skelettgehalts zur nicht messbaren Unsicherheit in den harmonisierten Daten bei. Für die erste Erhebung beträgt allein die messbare Gesamtunsicherheit von ca. 15% ein Drittel der Variation des summierten TOC-Vorrats zwischen den Standorten (Variationskoeffizient: 45%).

Um die Unsicherheiten in der Bestimmung des profilumfassenden TOC-Vorrats zu minimieren, empfehlen wir für die Weiterführung des Bodenmonitorings:

- die Erhebung der Lagerungsdichte mittels Sonde
- die Messung der TOC-Konzentration mittels Temperaturgradientenmethode (mit gleicher Temperaturstufe wie die Verbrennungstemperatur der Elementaranalyse)
- die Bestimmung des TOC-Vorrats in mehrfacher Feldwiederholung pro Probenahmezeitpunkt und Standort
- die Bestimmung des Skelettgehalts pro Probe

Eine Harmonisierung der Probennahmetiefe sehen wir nicht als erforderlich an, wenn massenerhaltene Spline-Verfahren für die Tiefeninterpolation des TOC-Vorrats angewendet werden.

## 8 Schlussfolgerung

In der vorliegenden Studie wurden nur im Oberboden von Ackerbaustandorten signifikante Abnahmen im TOC-Vorrat zwischen der ersten und siebten Erhebung festgestellt, während die Unterschiede im Unterboden und innerhalb der anderen Landnutzungen nicht signifikant sind. Auch zwischen den Landnutzungen sind die Unterschiede gering, mit Ausnahme des Oberbodens, wo an Graslandstandorten ein höherer TOC-Vorrat gemessen wurde als an Ackerbaustandorten. Abhängig von der Landnutzung sind der Tongehalt, der pH-Wert und die Temperatur die wichtigsten Einflussgrößen auf den TOC-Vorrat, während der initiale TOC-Vorrat der stärkste Treiber für die Änderung des TOC-Vorrats ist.

Datenlücken und die notwendige Datenharmonisierung führten zu einem reduzierten Datensatz mit erhöhter Variabilität, wodurch potenziell vorhandene Unterschiede im TOC-Vorrat überdeckt werden. Die Spline-basierte Tiefeninterpolation stellt eine robuste und vergleichsweise unsicherheitsarme Methode zum Vergleich des TOC-Vorrats über unterschiedliche Bodentiefen hinweg dar. Sie ist somit ein geeignetes Instrument für das langfristige Monitoring und den standortübergreifenden Vergleich des TOC-Vorrats und ermöglicht perspektivisch auch den Einbezug weiterer Datensätze. Für zukünftige Studien sind insbesondere die Quantifizierung der Unsicherheiten im Zusammenhang mit der kleinräumigen Variabilität des TOC-Vorrats im Feld und dem Skelettgehalt des Bodens von Bedeutung.

Für ein tieferes Verständnis der Einflussfaktoren auf die Entwicklung des TOC-Vorrats müssen zukünftig auch Bewirtschaftungsinformationen in der Datenauswertung berücksichtigt werden, da weder die standorttypischen Boden- und Klimabedingungen noch die Änderung des Klimas in den Jahren zwischen den beiden Erhebungen einen signifikanten Einfluss auf die Änderung des TOC-Vorrats zeigten. Um insbesondere die Abnahmen des TOC-Vorrats im Oberboden von Ackerbaustandorten erklären zu können, sind detaillierte Daten zu Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Düngung und Kohlenstoffrückfuhr über Ernterückstände notwendig. Da die Bodenbeobachtung der NABO auf Schweizer Praxisbetrieben durchgeführt wird, sind die Daten besonders wertvoll, um humusanreichernde und -abreichernde Bewirtschaftungsmassnahmen unter Praxisbedingungen zu identifizieren und Empfehlungen für ein nachhaltiges Bodenmanagement in der Schweiz abzuleiten.

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage und Landnutzung der NABO-Standorte, deren TOC-Vorräte in dieser Studie ausgewertet wurden. ....	11
Abbildung 2: Mittlere Jahresniederschlagssumme (oben) und Jahresdurchschnittstemperatur (unten) an den Standorten unterschiedlicher Landnutzung zwischen 1990 und 2016. Die schwarze Linie ist der Durchschnittswert pro Jahr und Landnutzung über alle Standorte, die blaue Linie der lineare Trend, die graue schraffierte Fläche das 95% Konfidenzintervall des linearen Trends. ....	14
Abbildung 3: Häufigkeitsverteilungen der pedoklimatischen Variablen, eingefärbt nach Landnutzung. (a) pedogene Variablen für 0–20 cm Bodentiefe, (b) pedogene Variablen für 20–60 cm Bodentiefe und (c) klimatische und topographische Variablen, unabhängig von der Bodentiefe. ....	15
Abbildung 4: Harmonisierungsschritte für die Daten aus erster und siebter Erhebung in chronologischer Reihenfolge (von oben nach unten). Die Reduktion der auswertbaren Standorte (Stao) und Datenpunkte (DP) pro Erhebung beruht auf der Datenvorbereitung und der Tiefeninterpolation unterschiedlicher pedologischer Horizonte. Der graue Block zeigt die für die Schätzungen des organischen Kohlenstoffgehalts (TOC) und der Lagerungsdichte (LD) zugrundeliegende Anzahl Standorte, reduziert um Ausreisser und fehlende Datenpunkte für Textur und potenzielle Kationenaustauschkapazität (KAK). ....	16
Abbildung 5: (a) Häufigkeitsverteilung des Verhältnisses $TOC_{EA}/TOC_{carm}$ (b) gemessene $TOC_{EA}$ -Werte versus mit dem Prognosemodell berechnete $TOC_{EA}$ -Werte. Die 1:1 Linie ist in blau dargestellt. ....	17
Abbildung 6: Mit dem Carmhograph gemessener und dem Prognosemodell berechneter TOC-Gehalt im Tiefenverlauf für vier ausgewählte Standorte unterschiedlicher Landnutzung. ....	18
Abbildung 7: Gemessene versus mit der PTF berechnete Lagerungsdichte (LD), (a) für das lineare Modell und (b) für das Random Forest Modell. Die 1:1 Linie ist in blau dargestellt. ....	19
Abbildung 8: Gemessene und mit den PTFs berechnete Lagerungsdichten (LD) im Tiefenverlauf für vier ausgewählte Standorte unterschiedlicher Landnutzung. ....	19
Abbildung 9: Gemessener (Punkte) und mittels massenerhaltender Splines interpolierter (Linien) TOC-Gehalt der ersten und siebten Erhebung für vier ausgewählte Standorte unterschiedlicher Landnutzung. ....	20
Abbildung 10: Gemessene versus berechnete Lagerungsdichte aus Stechzylindern basierend auf den NABOphys Daten. Die 1:1 Linie ist blau dargestellt. ....	21
Abbildung 11: Über die Tiefe interpolierte Lagerungsdichte aus der ersten Erhebung bestimmt mit Stechzylindern und aus der siebten Erhebung bestimmt mit der Schlagsonde sowie berechnet mithilfe der Korrekturfunktion 9 für vier ausgewählte Standorte unterschiedlicher Landnutzung. Alle Lagerungsdichten wurden mit einem Spline-Verfahren auf 1 cm Intervalle interpoliert. ....	22
Abbildung 12: Beispielhafte Darstellung der zwei Arten der Unsicherheit, die durch die Verwendung einer Spline-Funktion entstehen. ....	27
Abbildung 13: TOC-Vorrat der ersten und siebten Erhebung, aufgeteilt nach Ober- und Unterboden und Landnutzung. Graue Punkte stellen Einzelwerte dar. Unterschiedliche Gross- respektive Kleinbuchstaben geben signifikante Unterschiede im TOC-Vorrat zwischen verschiedenen Landnutzungen respektive Erhebungen an. Die Anzahl der Beobachtungen (n) pro Bodentiefe und Landnutzung ist unter dem jeweiligen Boxplot-Paar angegeben. ....	29
Abbildung 14: Jährliche Änderung des TOC-Vorrats, aufgeteilt nach Ober- und Unterboden. Graue Punkte stellen Einzelwerte dar. Die Anzahl der Beobachtungen (n) pro Bodentiefe und Landnutzung ist unter dem jeweiligen Boxplot angegeben. Die blaue horizontale Linie ist die Nulllinie. ....	30
Abbildung 15: Relative Wichtigkeit der erklärenden Variablen für den TOC-Vorrat in (a) 0–20 cm und (b) 20–60 cm Bodentiefe. ....	33
Abbildung 16: Zusammenhang zwischen dem TOC-Vorrat der ersten Erhebung, den pedoklimatischen Variablen sowie der Landnutzung und der jährlichen Änderung des TOC-Vorrats in 0–20 cm Bodentiefe. Die blaue horizontale Linie kennzeichnet die Nulllinie. Die Richtung des Effekts sowie dazugehöriger P-Wert ist bei Signifikanz angegeben. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet. Landnutzung: A, Ackerbau; G, Grasland; O/R, Obst-/Rebbau; W, Wald. ....	34
Abbildung 17: Zusammenhang zwischen dem TOC-Vorrat der ersten Erhebung, den pedoklimatischen Variablen sowie der Landnutzung und der jährlichen Änderung des TOC-Vorrats in 20–60 cm Bodentiefe.	

Die blaue horizontale Linie kennzeichnet die Nulllinie. Landnutzung: A, Ackerbau; G, Grasland; O/R, Obst-/Rebbau; W, Wald.....	35
Abbildung 18: Relative Wichtigkeit der erklärenden Variablen für die Änderung des TOC-Vorrats in (a) 0–20 cm und (b) 20–60 cm Bodentiefe. ....	36
Ergänzende Abbildung 1: Mit Zylindern und Schlagsonde erhobene Lagerungsdichten in verschiedenen Bodentiefen auf 25 Grasland- und Ackerbaustandorten der NABO (NABOphys). Jeder Punkt entspricht einem Messwert.....	49
Ergänzende Abbildung 2: Korrelations- und Hauptkomponentenanalysen (PCA) der verwendeten pedoklimatischen Variablen. (a, c) Korrelationsplot (a) für 0–20 cm und (c) für 20–60 cm, wobei für signifikante Korrelationen der Korrelationskoeffizient gegeben ist. Nicht signifikante Korrelationen sind weiss eingefärbt. (b, d) Biplot der PCA (b) für 0–20 cm und (d) für 20–60 cm mit den ersten zwei Hauptkomponenten auf der x- respektive y- Achse dargestellt. Einzelne Standorte sind als Punkte dargestellt während die Ellipsen die 68% Konfidenzellipsen für die vier Landnutzungen zeigen. ....	50
Ergänzende Abbildung 3: Anteil der Standorte im NABO Messnetz (erste und siebte Erhebung separat), die nach der Datenvorbereitung in die Auswertung miteinbezogen wurden, unterteilt nach Landnutzung. ....	51
Ergänzende Abbildung 4: TOC-Vorrat pro Standort für Ackerbaustandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Erhebung. ....	52
Ergänzende Abbildung 5: TOC-Vorrat pro Standort für Graslandstandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Erhebung. ....	53
Ergänzende Abbildung 6: TOC-Vorrat pro Standort für Obst-/Rebbaustandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Erhebung. ....	53
Ergänzende Abbildung 7: TOC-Vorrat pro Standort für Waldstandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Erhebung. ....	54
Ergänzende Abbildung 8: $\Delta$ TOC-Vorrat pro Standort für Ackerbaustandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Richtung der Änderung.....	55
Ergänzende Abbildung 9: $\Delta$ TOC-Vorrat pro Standort für Graslandstandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Richtung der Änderung.....	56
Ergänzende Abbildung 10: $\Delta$ TOC-Vorrat pro Standort für Obst-/Rebbaustandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Richtung der Änderung.....	56
Ergänzende Abbildung 11: $\Delta$ TOC-Vorrat pro Standort für Waldstandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Richtung der Änderung.....	57
Ergänzende Abbildung 12: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Ackerbaustandorten in 0–20 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariate auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.....	57
Ergänzende Abbildung 13: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Ackerbaustandorten in 20–60 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariate auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.....	58
Ergänzende Abbildung 14: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Graslandstandorten in 0–20 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariate auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.....	58
Ergänzende Abbildung 15: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Graslandstandorten in 20–60 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariate auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.....	59
Ergänzende Abbildung 16: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat in Obst-/Rebbaustandorten von 0–20 cm.....	59
Ergänzende Abbildung 17: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat in Obst-/Rebbaustandorten von 20–60 cm.....	60

Ergänzende Abbildung 18: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Waldstandorten in 0–20 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariate auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.....	60
Ergänzende Abbildung 19: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Waldstandorten von 20–60 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariate auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.....	61

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Gegenüberstellung methodischer Unterschiede zwischen erster und siebter Erhebung.....	13
Tabelle 2: Zusätzlich verwendete Daten mit Einheit, Bestimmungsmethode und Quellenangabe.....	14
Tabelle 3: Bodenparameter, bei denen ein Spline-Verfahren zur Tiefeninterpolation angewandt wurde, und die entsprechenden Interpolationsintervalle.....	20
Tabelle 4: Box-Cox Transformationen der abhängigen Variable TOC-Vorrat für die Gleichung 18.....	25
Tabelle 5: Änderung des TOC-Vorrats und minimale nachweisbare Differenz (MDD) zwischen erster und siebter Erhebung, aufgeteilt nach Bodentiefe und Landnutzung.....	30
Tabelle 6: P-Werte der ANOVA basierend auf einem linearen Modell mit TOC-Vorrat als abhängige Variable und Erhebung in Interaktion mit Landnutzung als erklärende Variablen.....	31
Tabelle 7: Richtung (und P-Wert) des Zusammenhangs zwischen der Kovariate und dem TOC-Vorrat im Boden für alle Landnutzungen und Bodentiefen. Nicht signifikante Effekte sind nicht dargestellt (betrifft auch: Schluffgehalt und Niederschlag).....	32
Tabelle 8: Absolute und relative Unsicherheiten der Datenharmonisierungsschritte.....	37

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
a	Jahr
Al	Aluminium
ANOVA	Varianzanalyse (Analysis of Variance)
BaCl <sub>2</sub>	Bariumchlorid
BC	Box-Cox Transformationsfunktion
°C	Grad Celsius
C	Kohlenstoff
Ca	Calcium
C-Horizont	pedologischer Horizont mit Ausgangsmaterial
CaCl <sub>2</sub>	Calciumchlorid
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
C/N	Kohlenstoff/Stickstoff
DP	Datenpunkte
EA	Elementar-Analyse
EMM	geschätzte Randmittelwerte (Estimated Marginal Means)
FAC	Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene; Vorläufer (1900 – 1996) von Agroscope

FAP	Eidgenössische Forschungsstation für landwirtschaftlichen Pflanzenbau
FE	Feinerde
Fe	Eisen
GLM	generalisiertes lineares Modell
GP	Gesamtprobe
ha	Hektar
ISO	internationale Organisation für Normung (Standardisierung)
KAK	Kationenaustauschkapazität
LD <sub>FE</sub>	Lagerungsdichte der Feinerde
LM / Im	lineares Modell
lmer	lineares gemischtes Modell
log	natürlicher Logarithmus
MDD	minimale nachweisbare Differenz (minimal detectable difference)
mtry	statistischer Parameter im Random Forest Modell
NABO	Nationale Bodenbeobachtung
NABOphys	bodenphysikalisches Monitoring der Nationalen Bodenbeobachtung
org.C	organischer Kohlenstoff
P-Wert	Mass für die statistische Signifikanz eines Testergebnisses
pH-Wert	negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionen-Konzentration
PTF	Pedotransferfunktion
R	Programmiersprache und Umgebung für Statistik und Datenanalyse
R <sup>2</sup>	Bestimmtheitsmass
RF	Random Forest Modell
RG <sub>FE</sub>	Raumgewicht der Feinerde
RMSE	Standardfehler der Regression (Root Mean Squared Error)
Stao	Standort / Standorte
t	Tonne
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (Total Organic Carbon)
TOC <sub>Carb</sub>	mit dem Carbohographen bestimmter Gesamtgehalt organischen Kohlenstoffs
TOC <sub>EA</sub>	mit der Elementar-Analyse bestimmter Gesamtgehalt organischen Kohlenstoffs

## Danksagung

Wir danken sämtlichen beteiligten NABO-Mitarbeitenden für die Datenerhebung und -bereitstellung sowie den Mitarbeitenden der Umweltanalytik für die Laboranalysen. Janine Moll-Mielewczik und John Köstel gilt unser Dank für fachlichen Austausch und Unterstützung. Den (ehemaligen) Betriebsleitenden des NABO-Monitorings danken wir für die langjährige Mitarbeit und Bereitstellung standortbezogener Informationen. Meteorologische und topographische Daten wurden von MeteoSchweiz und swisstopo zur Verfügung gestellt. Die Nationale Bodenbeobachtung wird im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, des Bundesamtes für Landwirtschaft und des Bundesamtes für Raumentwicklung durchgeführt.

## Autorenbeiträge

**Iris Wollmann:** Konzeption, Methodik, Visualisierung, Verfassen Originalentwurf, Review und Überarbeitung, Projektleitung

**Nikolas Klaudy:** Datenaufbereitung, Datenanalyse, Visualisierung, Verfassen Originalentwurf, Review und Überarbeitung

**Daniel Suter:** Datenerhebung, Datenaufbereitung, Verfassen Originalentwurf, Review

**Ramon Zimmermann:** Datenerhebung, Datenaufbereitung, Visualisierung, Review

**Noemi Shavit:** Datenaufbereitung, Review

**Juliane Hirte:** Methodik, Datenanalyse, Verfassen Originalentwurf, Review und Überarbeitung

## Einsatz von künstlicher Intelligenz

Teile des Textes wurden mithilfe von KI-gestützten Tools (ChatGPT von OpenAI und DeepL) sprachlich überarbeitet. Die Autor:innen haben sämtliche Inhalte geprüft und freigegeben.

## Literaturverzeichnis

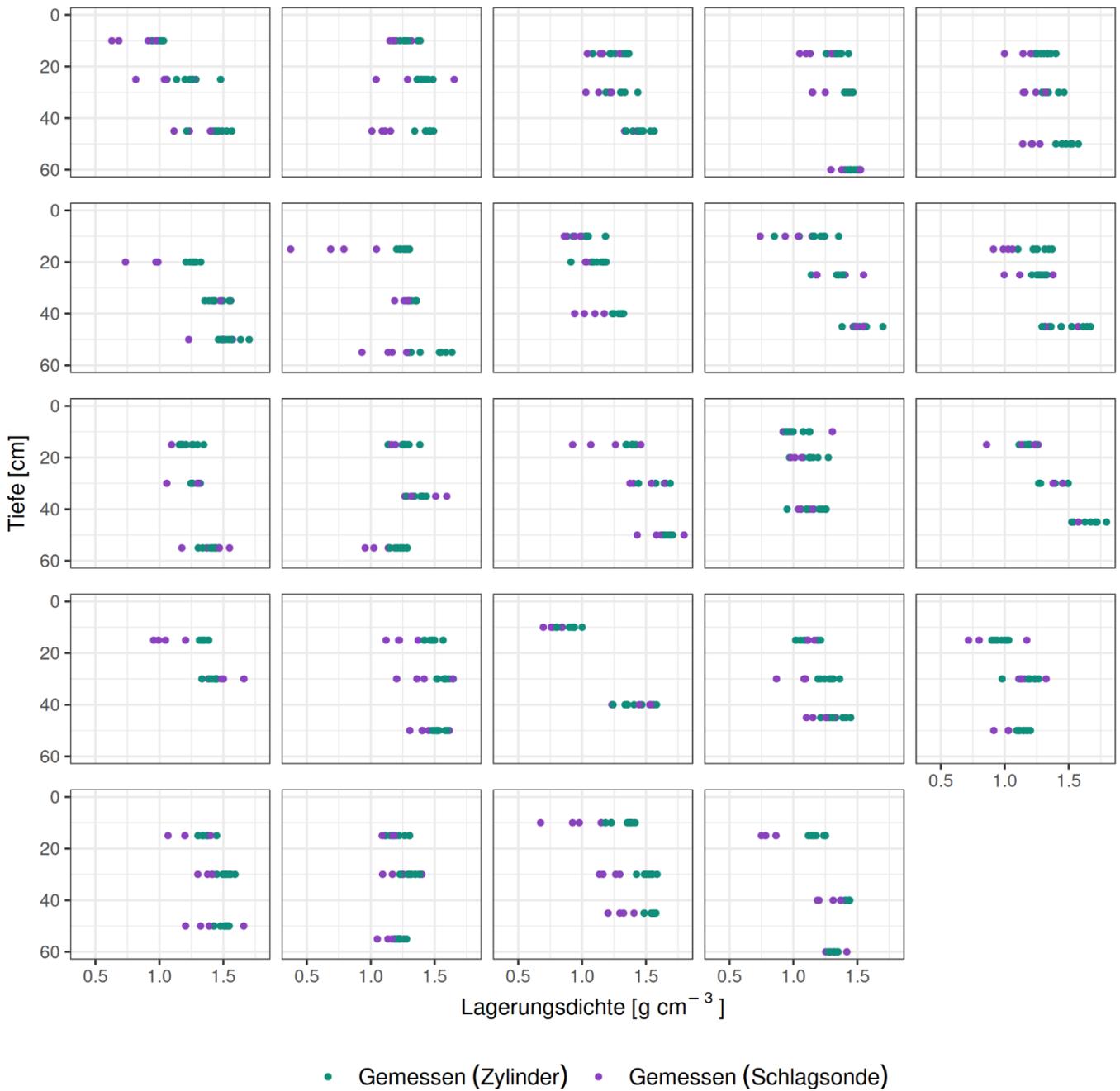
- Agroscope. (2020). Bestimmung des Gesamtkalkgehaltes (CaCO<sub>3</sub>) in Bodenproben. Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope In *Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope* (Vol. Version 3.1, pp. 6): Agroscope.
- Arrouays, D., Deslais, W., & Bateau, V. (2001). The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil use and Management*, 17(1), 7-11.
- Arrouays, D., Saby, N., Walter, C., Lemerrier, B., & Schvartz, C. (2006). Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil use and Management*, 22(1), 48-51.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of statistical software*, 67(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bellamy, P. H., Loveland, P. J., Bradley, R. I., Lark, R. M., & Kirk, G. J. (2005). Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature*, 437(7056), 245-248.
- Bishop, T. F. A., McBratney, A. B., & Laslett, G. M. (1999). Modelling soil attribute depth functions with equal-area quadratic smoothing splines. *Geoderma*, 91(1-2), 27-45. [https://doi.org/10.1016/s0016-7061\(99\)00003-8](https://doi.org/10.1016/s0016-7061(99)00003-8)
- Bisutti, I., Hilke, I., & Raessler, M. (2004). Determination of total organic carbon – an overview of current methods. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 23(10-11), 716-726. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2004.09.003>
- Brinton, W., Basso, B., Millar, N., Covey, K., Bettigole, C., Jagadamma, S., Loeffler, F., & Kolodney, S. (2025). An inter-laboratory comparison of soil organic carbon analysis on a farm with four agricultural management systems. *Agronomy Journal*, 117(1). <https://doi.org/10.1002/ajj2.70018>
- Bundesrat. (2025). Art. 11 der Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft (Direktzahlungsverordnung, DZV), SR 910.13, Stand: 1. Januar 2025. In: Herausgegeben vom Eidgenössischen Departement für Wirtschaft, Bildung und Forschung (WBF), Bundesamt für Landwirtschaft (BLW).
- Capriel, P. (2013). Trends in organic carbon and nitrogen contents in agricultural soils in Bavaria (south Germany) between 1986 and 2007. *European Journal of Soil Science*, 64(4), 445-454. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ejss.12054>
- Chen, S., Chen, Z., Zhang, X., Luo, Z., Schillaci, C., Arrouays, D., Richer-de-Forges, A. C., & Shi, Z. (2024). European topsoil bulk density and organic carbon stock database (0–20 cm) using machine-learning-based pedotransfer functions. *Earth System Science Data*, 16(5), 2367-2383. <https://doi.org/10.5194/essd-16-2367-2024>
- De Vos, B., Cools, N., Ilvesniemi, H., Vesterdal, L., Vanguelova, E., & Carnicelli, S. (2015). Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. *Geoderma*, 251, 33-46.
- De Vos, B., Van Meirvenne, M., Quataert, P., Deckers, J., & Muys, B. (2005). Predictive Quality of Pedotransfer Functions for Estimating Bulk Density of Forest Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 69(2), 500-510. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0500>
- Deluz, C., Nussbaum, M., Sauzet, O., Gondret, K., & Boivin, P. (2020). Evaluation of the Potential for Soil Organic Carbon Content Monitoring With Farmers. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00113>
- Desaules, A., & Studer, K. (1993). *Nationales Bodenbeobachtungsnetz. Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200*.
- Dold, C., Hatfield, J. L., Sauer, T. J., Cambardella, C., & Wacha, K. M. (2018). Hydraulic Deep-Core Sampling Affects Bulk Density and Carbon Stock Measurements. *Agricultural & Environmental Letters*, 3(1). <https://doi.org/10.2134/ael2018.02.0007>
- Dupla, X., Gondret, K., Sauzet, O., Verrecchia, E., & Boivin, P. (2021). Changes in topsoil organic carbon content in the Swiss leman region cropland from 1993 to present. Insights from large scale on-farm study. *Geoderma*, 400, 115125.
- FAC. (1989). *Schriftenreihe der Methoden für Bodenuntersuchungen*. In (Vol. 5): Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene FAC.
- Flessa, H., Don, A., Jacobs, A., Dechow, R., Tiemeyer, B., & Poeplau, C. (2019). Humus in Landwirtschaftlich Genutzten Böden Deutschlands: Ausgewählte Ergebnisse Der Bodenzustandserhebung.
- FOEN. (2025). *Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2023. National Inventory Document*.
- Foldal, C., Jandl, R., Bohner, A., & Berger, A. (2020). Deriving regional pedotransfer functions to estimate soil bulk density in Austria. *Die Bodenkultur*, 71(4), 241-252.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019). Using car functions in other functions. *CRAN R*.
- Funes, I., Savé, R., Rovira, P., Molowny-Horas, R., Alcañiz, J. M., Ascaso, E., Herms, I., Herrero, C., Boixadera, J., & Vayreda, J. (2019). Agricultural soil organic carbon stocks in the north-eastern Iberian Peninsula: Drivers and spatial variability. *Sci Total Environ*, 668, 283-294. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.317>

- Goidts, E., & van Wesemael, B. (2007). Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005). *Geoderma*, 141(3-4), 341-354. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.06.013>
- Goidts, E., Van Wesemael, B., & Crucifix, M. (2009). Magnitude and sources of uncertainties in soil organic carbon (SOC) stock assessments at various scales. *European Journal of Soil Science*, 60(5), 723-739.
- Goidts, E., Wesemael, B. V., & Van Oost, K. (2009). Driving forces of soil organic carbon evolution at the landscape and regional scale using data from a stratified soil monitoring. *Global Change Biology*, 15(12), 2981-3000.
- Grahmann, K., Zwink, M., Barkusky, D., Verch, G., & Sommer, M. (2023). The dilemma of analytical method changes for soil organic carbon in long-term experiments. *European Journal of Soil Science*, 74(2). <https://doi.org/10.1111/ejss.13362>
- Grömping, U. (2007). Relative importance for linear regression in R: the package relaimpo. *Journal of statistical software*, 17, 1-27.
- Gross, T., Hug, A.-S., Moll-Mielewicz, J., Müller, M., Suter, D., Wächter, D., Wollmann, I., Zimmermann, R., & Meuli, R. (2024). *Ergebnisse Nationale Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2019: Zustand und zeitliche Entwicklung von Schad- und Fremdstoffen, organischem Kohlenstoff und der Mikrobiologie im Boden* (Umwelt-Zustand, Issue).
- Grüneberg, E., Schöning, I., Riek, W., Ziche, D., & Evers, J. (2019). Carbon stocks and carbon stock changes in German forest soils. *Status and dynamics of forests in Germany: Results of the National Forest Monitoring*, 167-198.
- Gubler, A., Wächter, D., Schwab, P., Müller, M., & Keller, A. (2019). Twenty-five years of observations of soil organic carbon in Swiss croplands showing stability overall but with some divergent trends. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 1-17.
- Hanegraaf, M., Hoffland, E., Kuikman, P., & Brussaard, L. (2009). Trends in soil organic matter contents in Dutch grasslands and maize fields on sandy soils. *European Journal of Soil Science*, 60(2), 213-222.
- Heikkinen, J., Ketoja, E., Nuutinen, V., & Regina, K. (2013). Declining trend of carbon in Finnish cropland soils in 1974–2009. *Global Change Biology*, 19(5), 1456-1469.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P., & Heiberger, R. M. (2008). Multcomp: simultaneous inference for general linear hypotheses. *R package version*, 1(3).
- Jackson, R. B., Lajtha, K., Crow, S. E., Hugelius, G., Kramer, M. G., & Piñeiro, G. (2017). The Ecology of Soil Carbon: Pools, Vulnerabilities, and Biotic and Abiotic Controls. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(Volume 48, 2017), 419-445. <https://doi.org/https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054234>
- Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., Heidkamp, A., Prietz, R., Dechow, R., Gensior, A., Poeplau, C., Riggers, C., & Schneider, F. (2018). *Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung*. Thünen Report.
- Kassambara, A. (2023). Ggcorrplot: visualization of a correlation matrix using'Ggplot2. version 0.1. 3. R Package. In.
- Kätterer, T., Bolinder, M. A., Andrén, O., Kirchmann, H., & Menichetti, L. (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141(1-2), 184-192.
- Kuhn, M. (2008). Building predictive models in R using the caret package. *Journal of statistical software*, 28, 1-26.
- Kühnel, A., Garcia-Franco, N., Wiesmeier, M., Burmeister, J., Hobley, E., Kiese, R., Dannenmann, M., & Kögel-Knabner, I. (2019). Controlling factors of carbon dynamics in grassland soils of Bavaria between 1989 and 2016. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 280, 118-128.
- Lacoste, M., Minasny, B., McBratney, A., Michot, D., Viaud, V., & Walter, C. (2014). High resolution 3D mapping of soil organic carbon in a heterogeneous agricultural landscape. *Geoderma*, 213, 296-311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.002>
- Lai, J., Zou, Y., Zhang, S., Zhang, X., Mao, L., & Zhang, W.-H. (2022). glmm.hp: an R package for computing individual effect of predictors in generalized linear mixed models. *Journal of Plant Ecology*, 15(6), 1302-1307. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtac096>
- Leifeld, J., Bassin, S., & Fuhrer, J. (2005). Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics, and altitude. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105(1-2), 255-266.
- Lenth, R., Buerkner, P., Herve, M., Love, J., Riebl, H., & Singmann, H. (2023). Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means-Package emmeans. *Comprehensive R Archive Network (CRAN)*.
- Letten, S., Van Orshoven, J., Van Wesemael, B., Muys, B., & Perrin, D. (2005). Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology*, 11(12), 2128-2140.
- Lorenz, K., & Lal, R. (2005). Subsoil Organic Carbon Pool. In *Encyclopedia of Soil Science, Second Edition* (pp. 1710-1713). CRC Press.

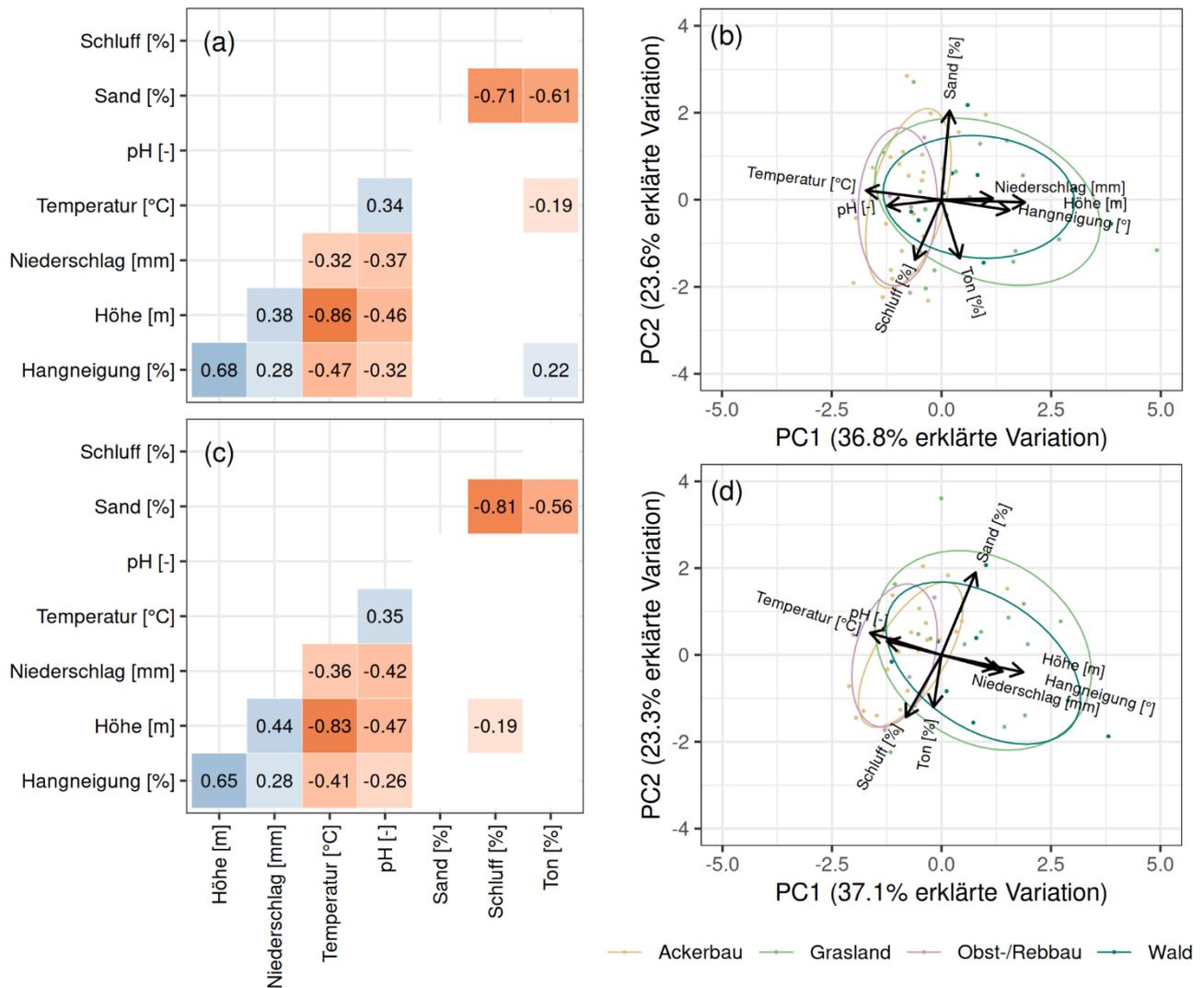
- Lützwow, M. v., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., & Flessa, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 426-445.
- Makovníková, J., Širáň, M., Houšková, B., Pálka, B., & Jones, A. (2017). Comparison of different models for predicting soil bulk density. Case study – Slovakian agricultural soils. *International Agrophysics*, 31(4), 491-498. <https://doi.org/10.1515/intag-2016-0079>
- Malone, B. P. (2023). *thir: Soil data and some useful associated functions*. In [https://github.com/brendo1001/ithir\\_github](https://github.com/brendo1001/ithir_github)
- Malone, B. P., McBratney, A. B., Minasny, B., & Laslett, G. M. (2009). Mapping continuous depth functions of soil carbon storage and available water capacity. *Geoderma*, 154(1-2), 138-152. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.10.007>
- Moll-Mielewicz, J., Keel, S. G., & Gubler, A. (2023). Organic carbon contents of mineral grassland soils in Switzerland over the last 30 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 342, 108258.
- O'Brien, L., Malone, B., Hengl, T., Bishop, T., Rossiter, D., Beaudette, D., & Brown, A. (2022). *mpspline2: Mass-Preserving Spline Functions for Soil Data*. In <https://cran.r-project.org/web/packages/mpspline2/index.html>
- Panagos, P., Van Liedekerke, M., Borrelli, P., Köninger, J., Ballabio, C., Orgiazzi, A., Lugato, E., Liakos, L., Hervás, J., Jones, A., & Montanarella, L. (2022). European Soil Data Centre 2.0: Soil data and knowledge in support of the EU policies. *European Journal of Soil Science*, 73(6), e13315. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ejss.13315>
- Pfister, M., Häller, B., Fry, P., & Burgos, S. (2025). Betriebsleitende im Kanton Solothurn ergreifen wirksame Massnahmen zum Humusaufbau. *Agrarforschung Schweiz*, 16, 58-65. <https://doi.org/https://doi.org/10.34776/afs16-58>
- Poeplau, C., Don, A., & Schneider, F. (2021). Roots are key to increasing the mean residence time of organic carbon entering temperate agricultural soils. *Global Change Biology*, 27(19), 4921-4934. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.15787>
- Poeplau, C., & Gregorich, E. (2022). Advances in measuring soil organic carbon stocks and dynamics at the profile scale. In *Understanding and fostering soil carbon sequestration* (pp. 323-350). <https://doi.org/10.19103/as.2022.0106.10>
- Poeplau, C., Jacobs, A., Don, A., Vos, C., Schneider, F., Wittnebel, M., Tiemeyer, B., Heidkamp, A., Prietz, R., & Flessa, H. (2020). Stocks of organic carbon in German agricultural soils—Key results of the first comprehensive inventory. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 183(6), 665-681.
- Poeplau, C., Prietz, R., & Don, A. (2022). Plot-scale variability of organic carbon in temperate agricultural soils—Implications for soil monitoring#. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 185(3), 403-416. <https://doi.org/10.1002/jpln.202100393>
- Rowley, M. C., Grand, S., & Verrecchia, É. P. (2017). Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. *Biogeochemistry*, 137(1-2), 27-49. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0410-1>
- Rumpel, C., & Kögel-Knabner, I. (2011). Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil*, 338, 143-158.
- Saby, N. P. A., Bellamy, P. H., Morvan, X., Arrouays, D., Jones, R. J. A., Verheijen, F. G. A., Kibblewhite, M. G., Verdoodt, A., Úveges, J. B., Freudenschuss, A., & Simota, C. (2008). Will European soil-monitoring networks be able to detect changes in topsoil organic carbon content? *Global Change Biology*, 14(10), 2432-2442. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01658.x>
- Schrumpf, M., Schulze, E. D., Kaiser, K., & Schumacher, J. (2011). How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences*, 8(5), 1193-1212. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1193-2011>
- Schwab, P., & Gubler, A. (2015). *NABO-Standortkonzept - Betrieb des Messnetzes ab 2015*.
- Schwab, P., & Gubler, A. (2016). Methoden zur Bestimmung physikalischer Begleitparameter an Bodenproben. *Agroscope Science*, 40.
- Schwab, P., Sommer, M., Weisskopf, P., Gubler, A., Köstel, J. K., & Zimmermann, R. (2022). Bodenphysikalische Kennwerte von 14 Standorten der Nationalen Bodenbeobachtung NABO. *Agroscope Science*, 143.
- Sharma, S., Wilson, T., Ochsner, T., & Warren, J. G. (2020). Sampling probes affect bulk density and soil organic carbon measurements. *Agricultural & Environmental Letters*, 5(1). <https://doi.org/10.1002/ael2.20005>
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002). *Plant and Soil*, 241(2), 155-176. <https://doi.org/10.1023/a:1016125726789>
- Six, J., Elliott, E. T., & Paustian, K. (1999). Aggregate and Soil Organic Matter Dynamics under Conventional and No-Tillage Systems. *Soil Science Society of America Journal*, 63(5), 1350-1358. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6351350x>
- Skadell, L. E., Schneider, F., Gocke, M. I., Guigue, J., Amelung, W., Bauke, S. L., Hobley, E. U., Barkusky, D., Honermeier, B., & Kögel-Knabner, I. (2023). Twenty percent of agricultural management effects on organic carbon stocks occur in subsoils—Results of ten long-term experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 356, 108619.

- Slessarev, E. W., Mayer, A., Kelly, C., Georgiou, K., Pett-Ridge, J., & Nuccio, E. E. (2023). Initial soil organic carbon stocks govern changes in soil carbon: Reality or artifact? *Global Change Biology*, 29(5), 1239-1247.
- Steinmann, T., Welp, G., Holbeck, B., & Amelung, W. (2016). Long-term development of organic carbon contents in arable soil of North Rhine–Westphalia, Germany, 1979–2015. *European Journal of Soil Science*, 67(5), 616-623.
- Taghizadeh-Toosi, A., Olesen, J. E., Kristensen, K., Elsgaard, L., Østergaard, H. S., Lægdsmand, M., Greve, M. H., & Christensen, B. T. (2014). Changes in carbon stocks of Danish agricultural mineral soils between 1986 and 2009. *European Journal of Soil Science*, 65(5), 730-740.
- Taylor, J. (1997). *Introduction to error analysis, the study of uncertainties in physical measurements*.
- Tivet, F., Carlos de Moraes Sá, J., Borszowski, P. R., Letourmy, P., Briedis, C., Ferreira, A. O., & Burkner dos Santos Thiago Massao Inagaki, J. (2012). Soil Carbon Inventory by Wet Oxidation and Dry Combustion Methods: Effects of Land Use, Soil Texture Gradients, and Sampling Depth on the Linear Model of C-Equivalent Correction Factor. *Soil Science Society of America Journal*, 76(3), 1048-1059. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0328>
- Van Looy, K., Bouma, J., Herbst, M., Koestel, J., Minasny, B., Mishra, U., Montzka, C., Nemes, A., Pachepsky, Y. A., Padarian, J., Schaap, M. G., Tóth, B., Verhoef, A., Vanderborght, J., van der Ploeg, M. J., Weihermüller, L., Zacharias, S., Zhang, Y., & Vereecken, H. (2017). Pedotransfer Functions in Earth System Science: Challenges and Perspectives. *Reviews of Geophysics*, 55(4), 1199-1256. <https://doi.org/10.1002/2017rg000581>
- van Wesemael, B., Paustian, K., Andrén, O., Cerri, C. E. P., Dodd, M., Etchevers, J., Goidts, E., Grace, P., Kätterer, T., McConkey, B. G., Ogle, S., Pan, G., & Siebner, C. (2011). How can soil monitoring networks be used to improve predictions of organic carbon pool dynamics and CO<sub>2</sub> fluxes in agricultural soils? *Plant and Soil*, 338(1), 247-259. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0567-z>
- Vitti, C., Stellacci, A. M., Leogrande, R., Mastrangelo, M., Cazzato, E., & Ventrella, D. (2016). Assessment of organic carbon in soils: a comparison between the Springer–Klee wet digestion and the dry combustion methods in Mediterranean soils (Southern Italy). *Catena*, 137, 113-119. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.09.001>
- Vos, C., Don, A., Hobbey, E. U., Prietz, R., Heidkamp, A., & Freibauer, A. (2019). Factors controlling the variation in organic carbon stocks in agricultural soils of Germany. *European Journal of Soil Science*, 70(3), 550-564. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ejss.12787>
- Walter, K., Don, A., Tiemeyer, B., & Freibauer, A. (2016). Determining Soil Bulk Density for Carbon Stock Calculations: A Systematic Method Comparison. *Soil Science Society of America Journal*, 80(3), 579-591. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.11.0407>
- Wang, H., Yin, Y., Cai, T., Tian, X., Chen, Z., He, K., Wang, Z., Gong, H., Miao, Q., Wang, Y., Chu, Y., Zhang, Q., Zhuang, M., & Cui, Z. (2024). Global patterns of soil organic carbon dynamics in the 20–100 cm soil profile for different ecosystems: A global meta-analysis. *Earth Syst. Sci. Data Discuss.*, 2024, 1-28. <https://doi.org/10.5194/essd-2024-100>
- Wellbrock, N., Grüneberg, E., Riedel, T., & Polley, H. (2017). Carbon stocks in tree biomass and soils of German forests. *Central European Forestry Journal*, 63(2-3), 105.
- Wenzel, W. W., Duboc, O., Golestanifard, A., Holzinger, C., Mayr, K., Reiter, J., & Schiefer, A. (2022). Soil and land use factors control organic carbon status and accumulation in agricultural soils of Lower Austria. *Geoderma*, 409, 115595.
- Wickham, H., Chang, W., & Wickham, M. H. (2016). Package ‘ggplot2’. *Create elegant data visualisations using the grammar of graphics. Version*, 2(1), 1-189.
- Wiesmeier, M., Barthold, F., Sp rlein, P., Geu , U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., Angst, G., von L tzow, M., & K gel-Knabner, I. (2014). Estimation of total organic carbon storage and its driving factors in soils of Bavaria (southeast Germany). *Geoderma Regional*, 1, 67-78. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2014.09.001>
- Wiesmeier, M., Prietz, J., Barthold, F., Sp rlein, P., Geu , U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von L tzow, M., & K gel-Knabner, I. (2013). Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria)–Implications for carbon sequestration. *Forest ecology and management*, 295, 162-172.
- Wiesmeier, M., Sp rlein, P., Geu , U., Hangen, E., Haug, S., Reischl, A., Schilling, B., von L tzow, M., & K gel-Knabner, I. (2012). Soil organic carbon stocks in southeast Germany (Bavaria) as affected by land use, soil type and sampling depth. *Global Change Biology*, 18(7), 2233-2245. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02699.x>
- Wright, A. F., & Bailey, J. S. (2011). Organic carbon, total carbon, and total nitrogen determinations in soils of variable calcium carbonate contents using a Leco CN-2000 dry combustion analyzer. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32(19-20), 3243-3258. <https://doi.org/10.1081/css-120001118>
- Yeo, I. K. (2000). A new family of power transformations to improve normality or symmetry. *Biometrika*, 87(4), 954-959. <https://doi.org/10.1093/biomet/87.4.954>
- Zar, J. H. (2013). *Biostatistical Analysis* (5 ed.). Pearson Prentice Hall.

## Anhang



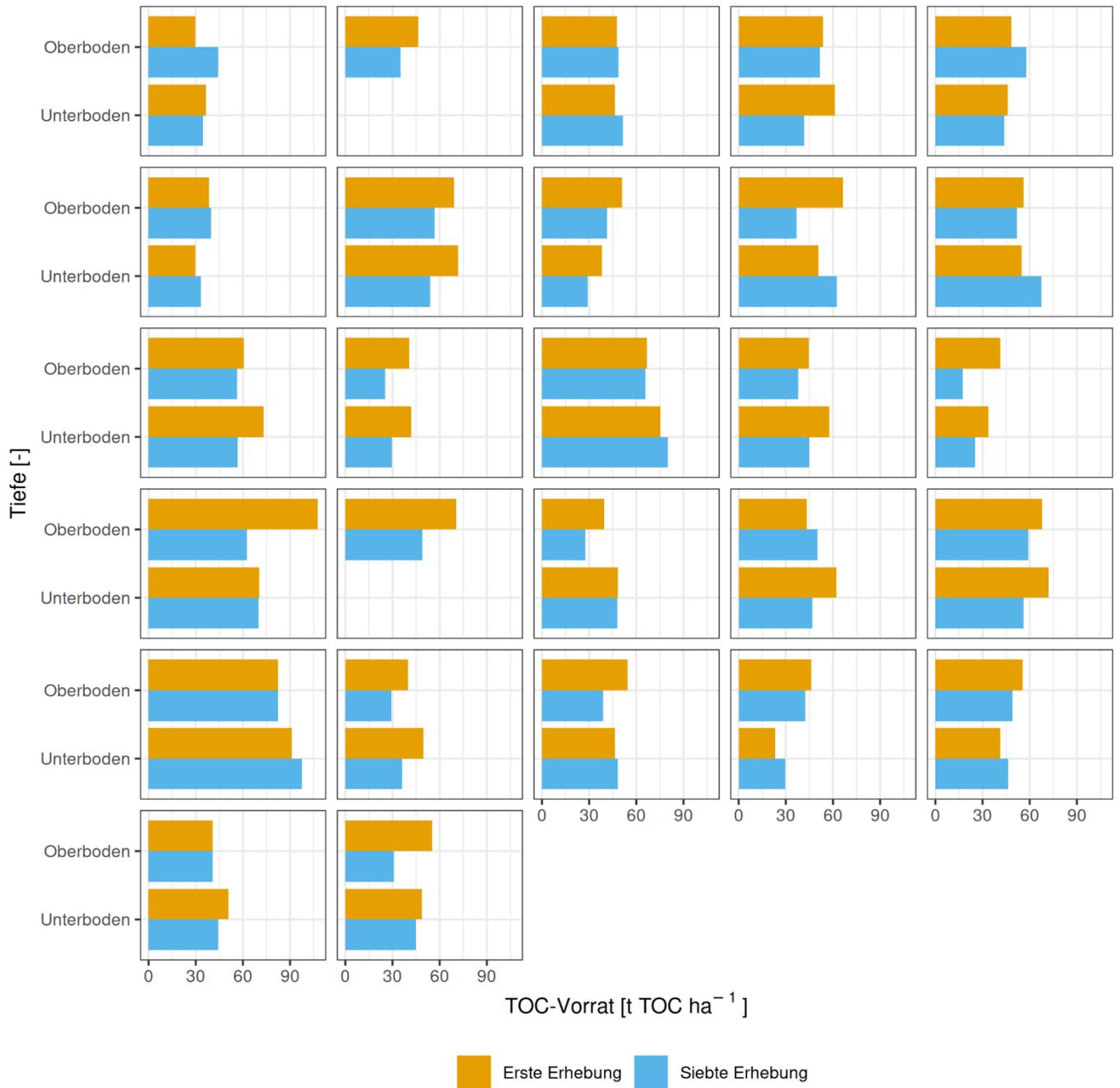
Ergänzende Abbildung 1: Mit Zylindern und Schlagsonde erhobene Lagerungsdichten in verschiedenen Bodentiefen auf 25 Grasland- und Ackerbaustandorten der NABO (NABOphys). Jeder Punkt entspricht einem Messwert.



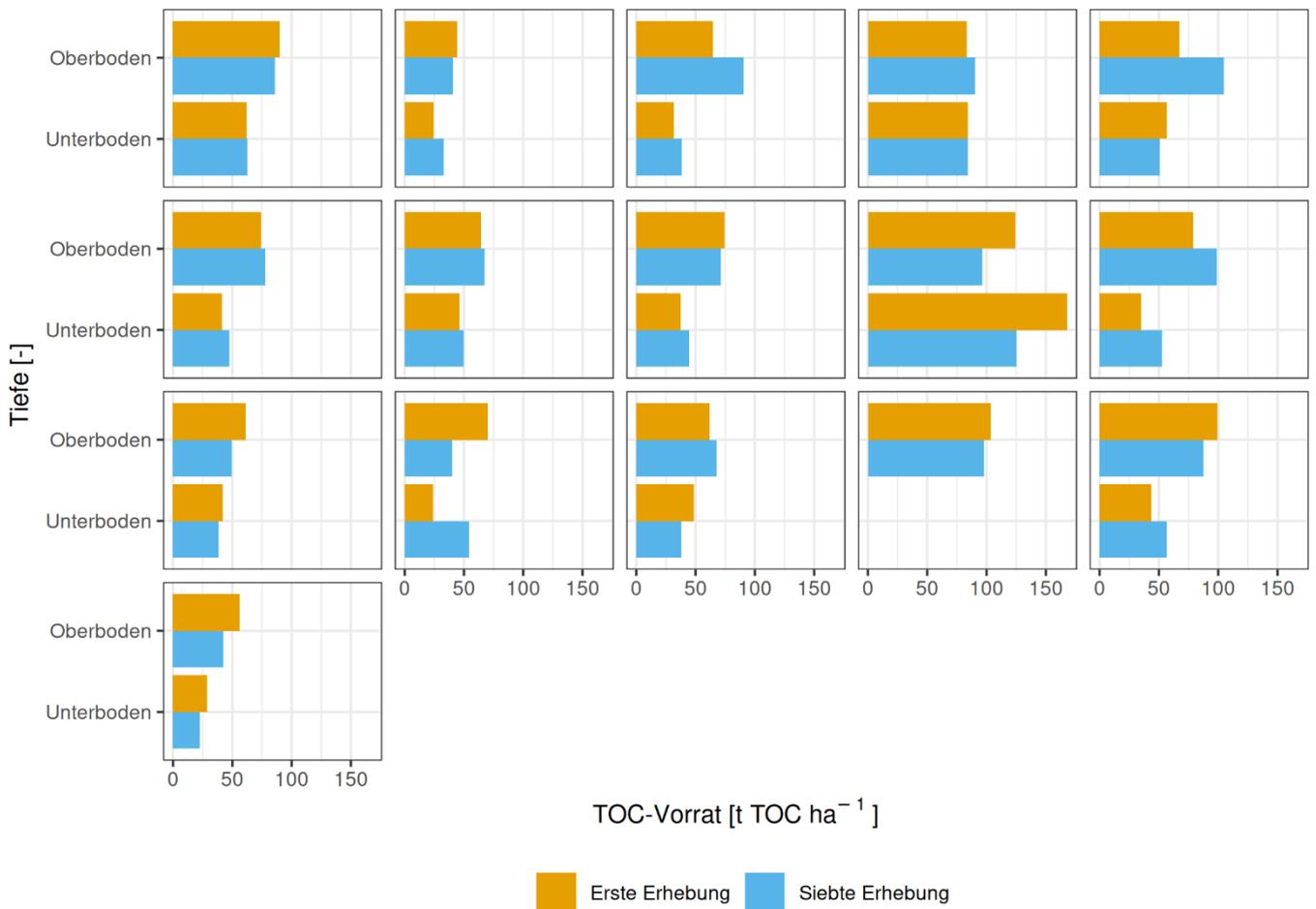
Ergänzende Abbildung 2: Korrelations- und Hauptkomponentenanalysen (PCA) der verwendeten pedoklimatischen Variablen. (a, c) Korrelationsplot (a) für 0–20 cm und (c) für 20–60 cm, wobei für signifikante Korrelationen der Korrelationskoeffizient gegeben ist. Nicht signifikante Korrelationen sind weiss eingefärbt. (b, d) Biplot der PCA (b) für 0–20 cm und (d) für 20–60 cm mit den ersten zwei Hauptkomponenten auf der x- respektive y- Achse dargestellt. Einzelne Standorte sind als Punkte dargestellt während die Ellipsen die 68% Konfidenz ellipsen für die vier Landnutzungen zeigen.



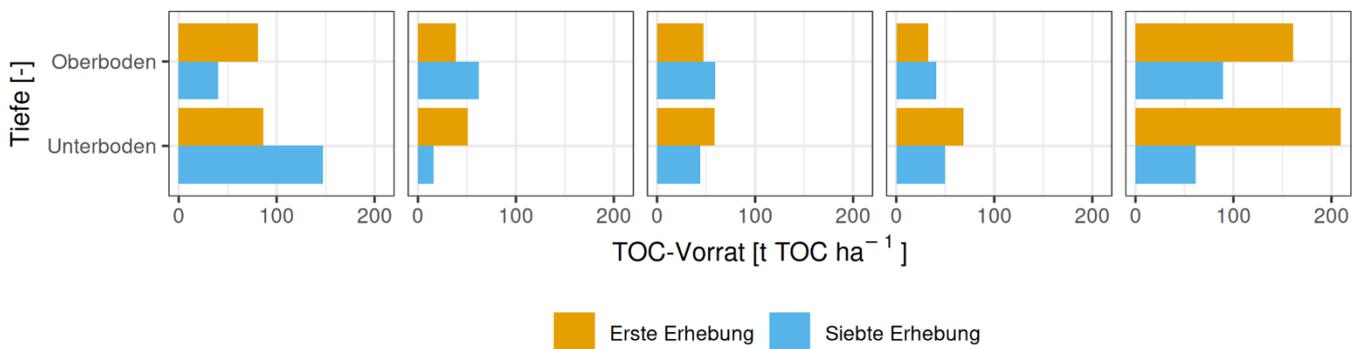
Ergänzende Abbildung 3: Anteil der Standorte im NABO Messnetz (erste und siebte Erhebung separat), die nach der Datenvorbereitung in die Auswertung miteinbezogen wurden, unterteilt nach Landnutzung.



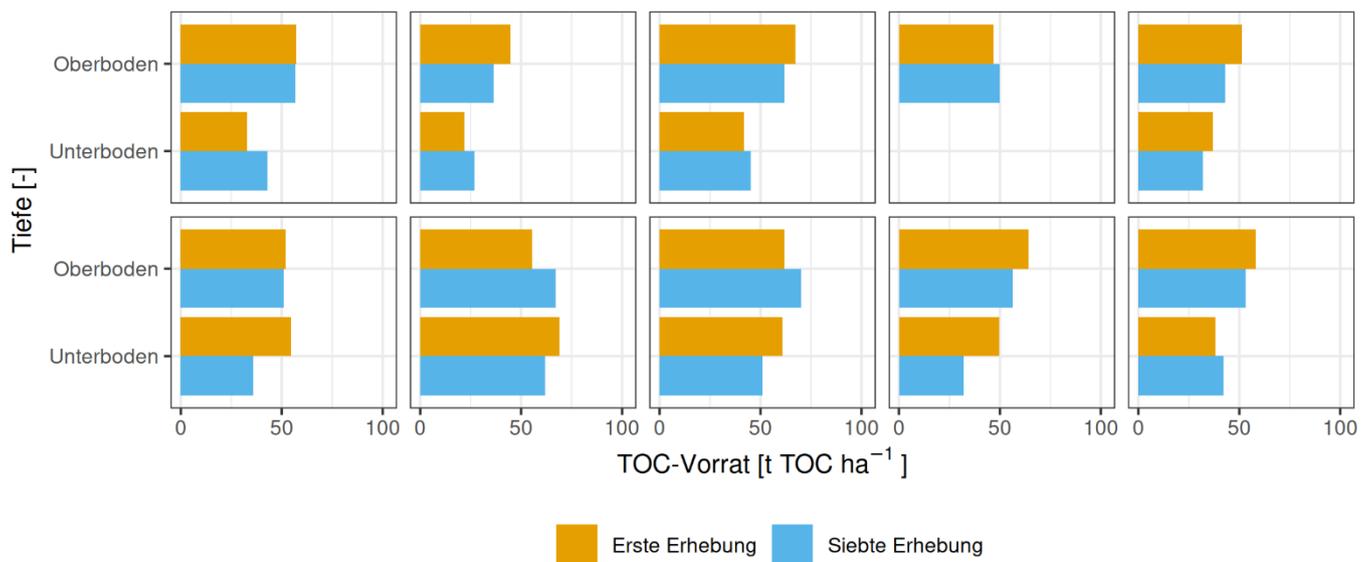
Ergänzende Abbildung 4: TOC-Vorrat pro Standort für Ackerbaustandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Erhebung.



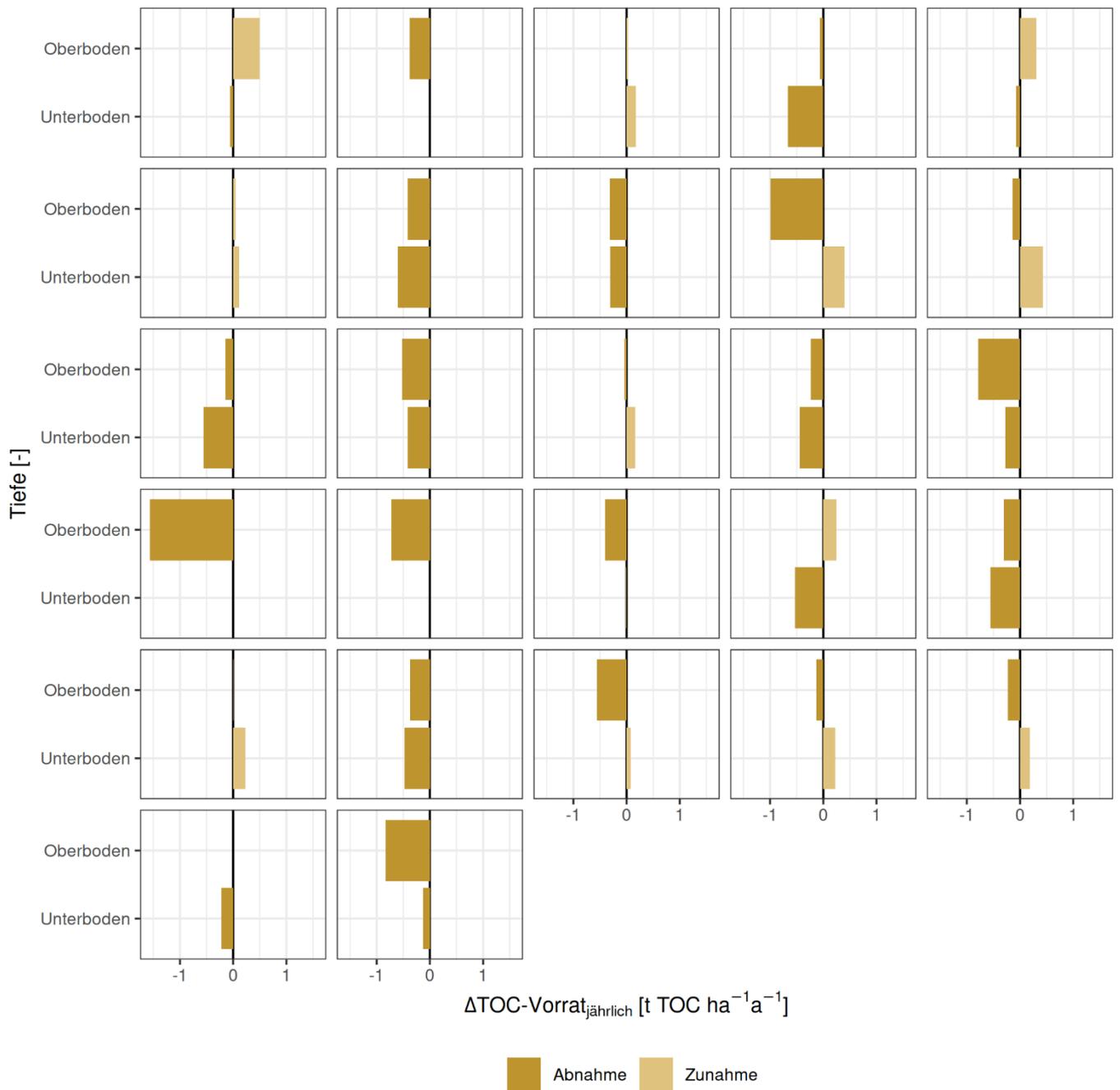
Ergänzende Abbildung 5: TOC-Vorrat pro Standort für Graslandstandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Erhebung.



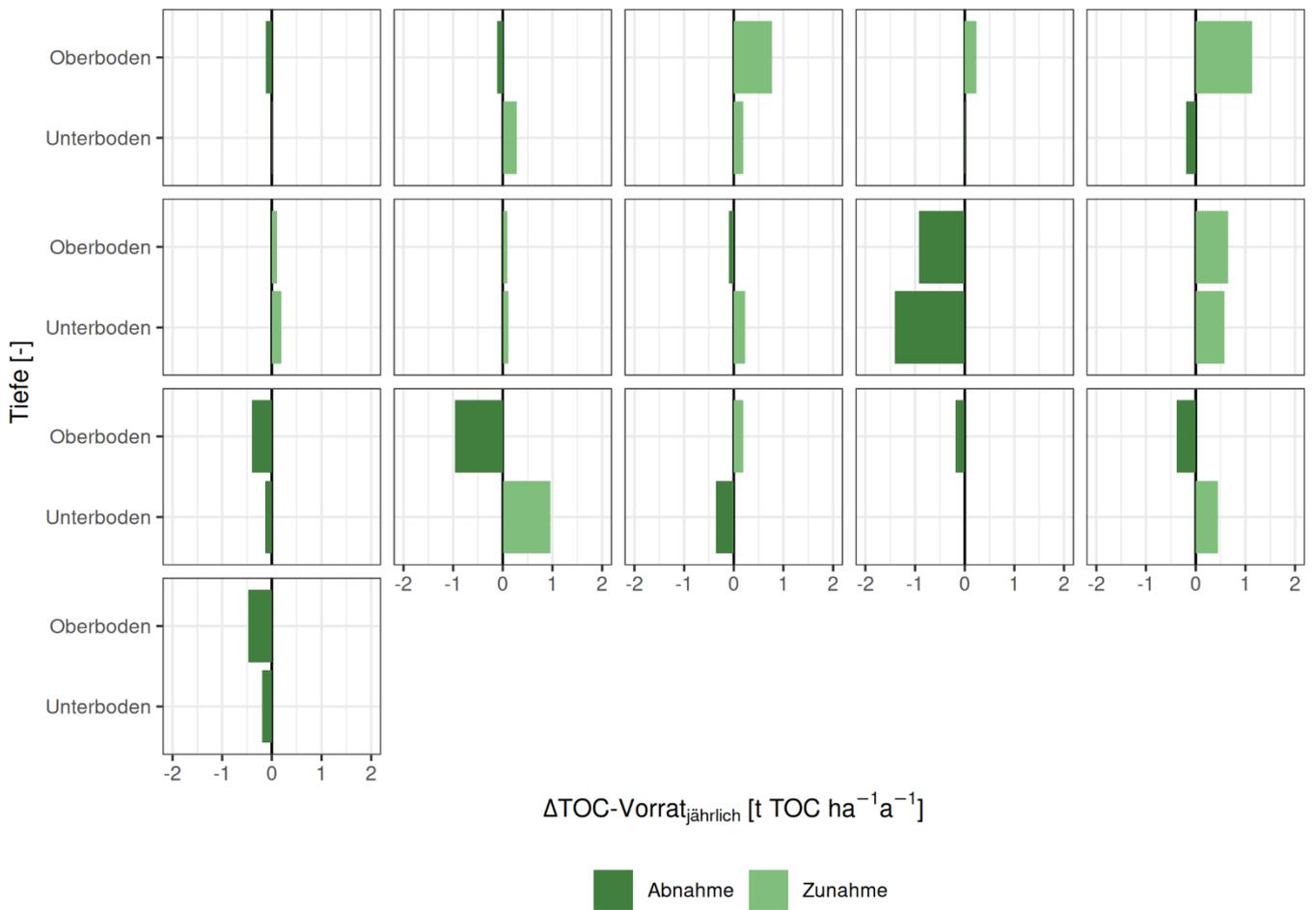
Ergänzende Abbildung 6: TOC-Vorrat pro Standort für Obst-/Rebbaustandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Erhebung.



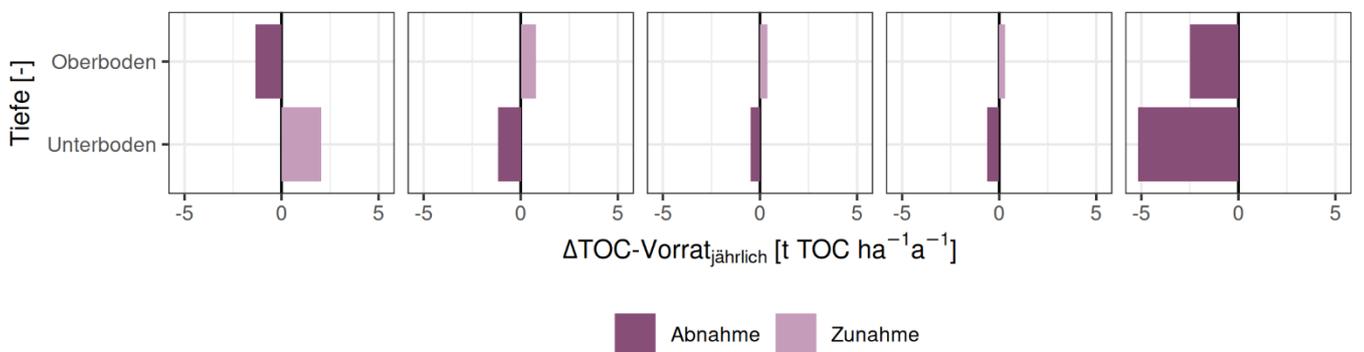
Ergänzende Abbildung 7: TOC-Vorrat pro Standort für Waldstandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Erhebung.



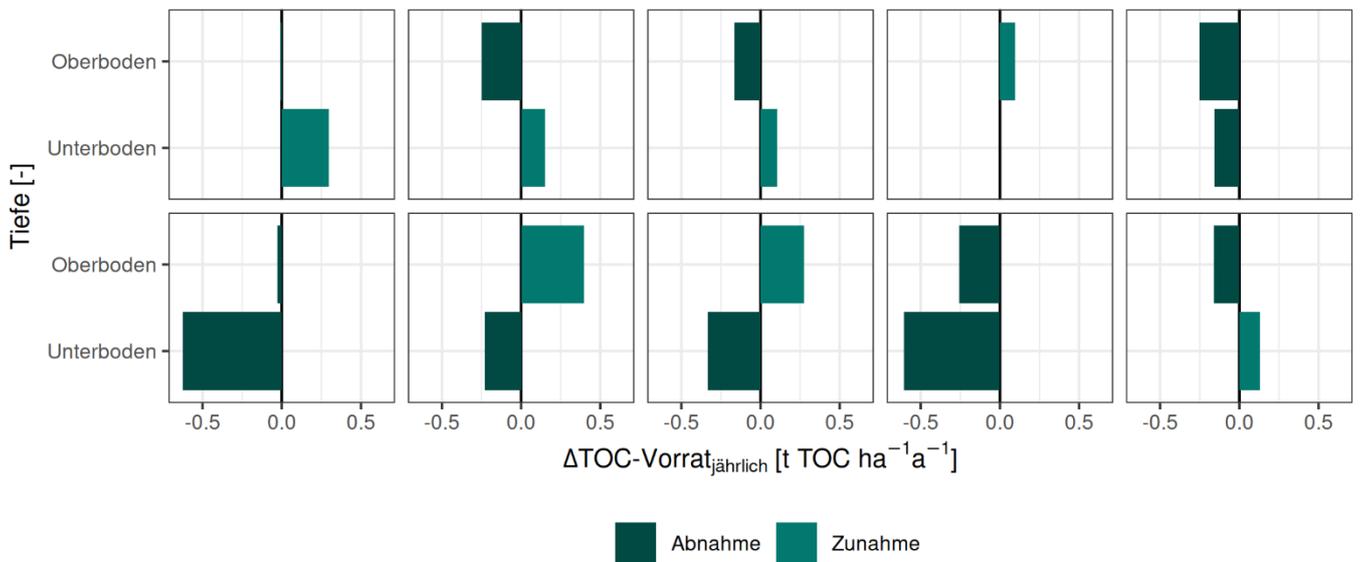
Ergänzende Abbildung 8: ΔTOC-Vorrat pro Standort für Ackerbaustandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Richtung der Änderung.



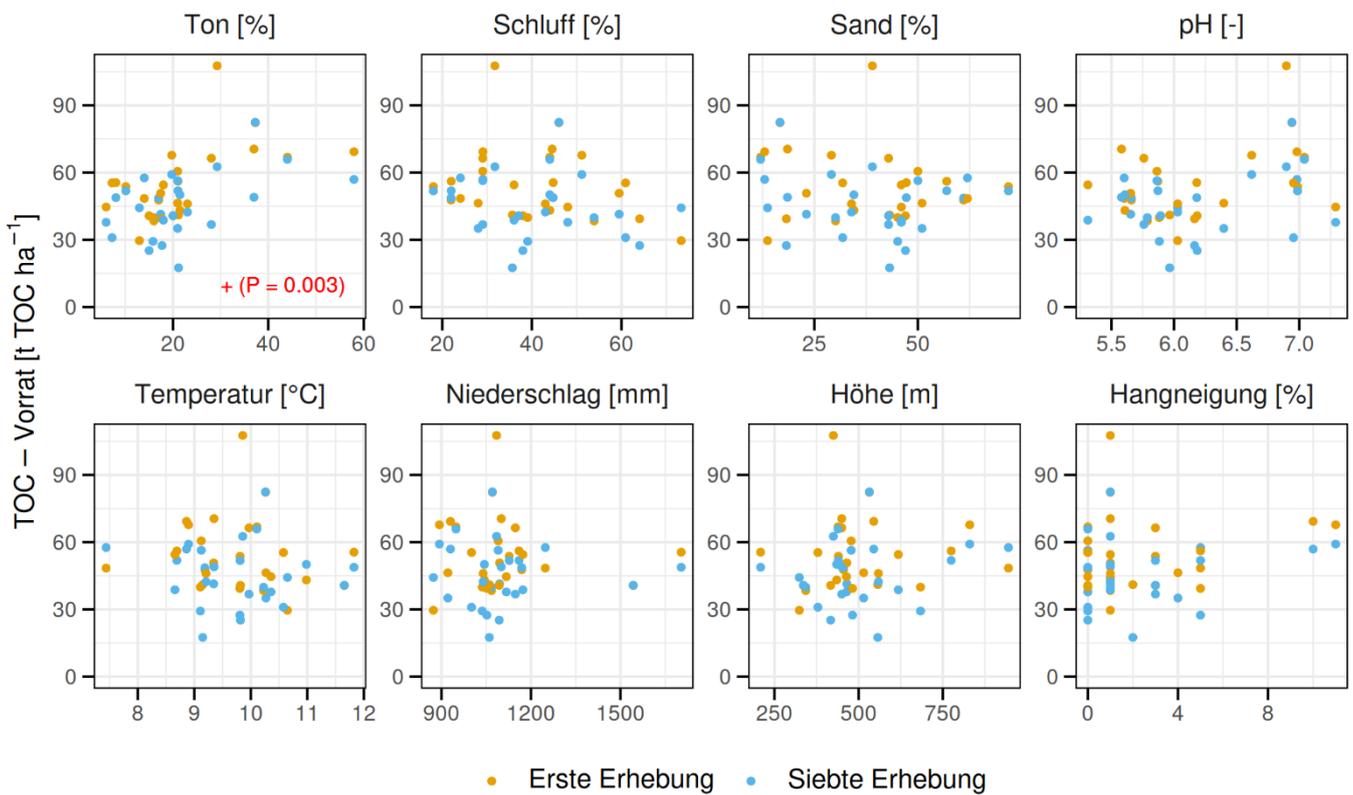
Ergänzende Abbildung 9:  $\Delta\text{TOC-Vorrat}$  pro Standort für Graslandstandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Richtung der Änderung.



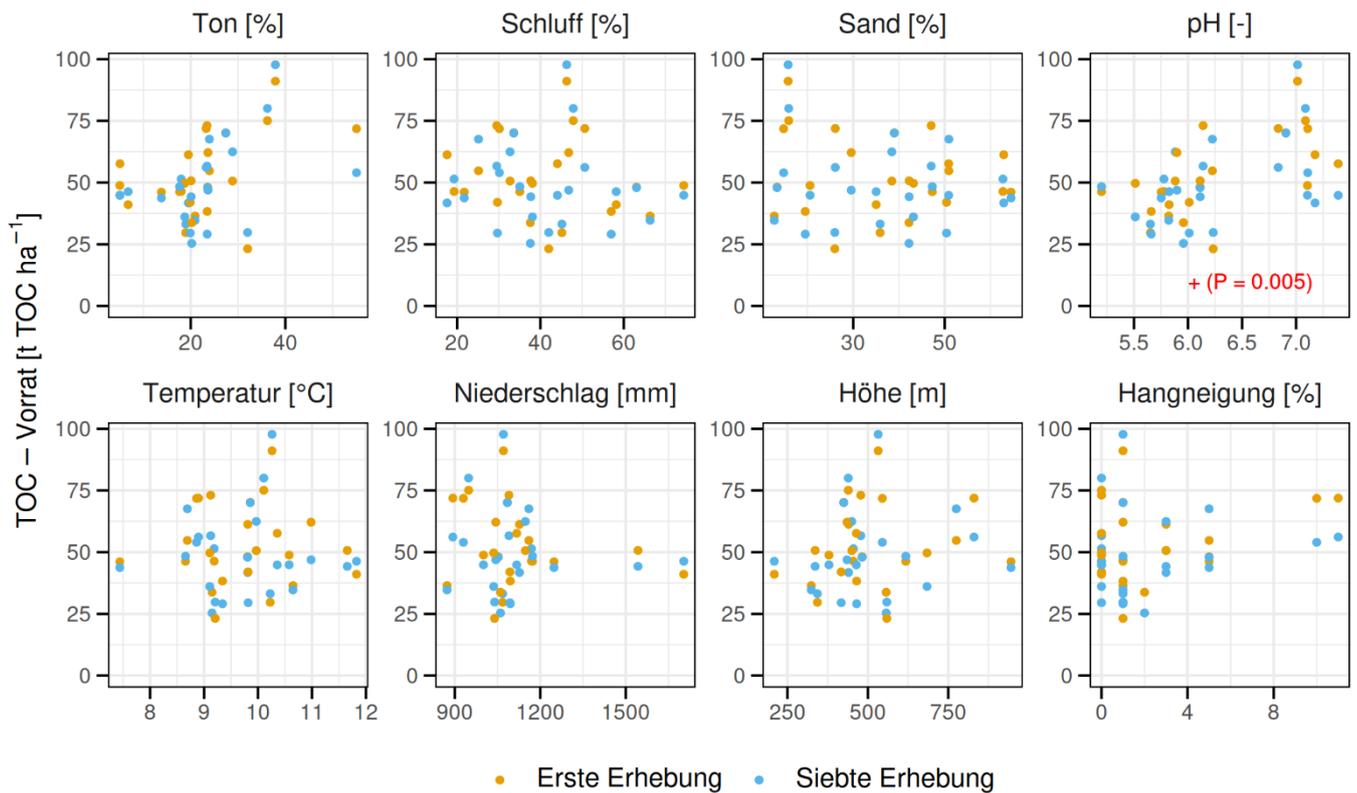
Ergänzende Abbildung 10:  $\Delta\text{TOC-Vorrat}$  pro Standort für Obst-/Rebbaustandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Richtung der Änderung.



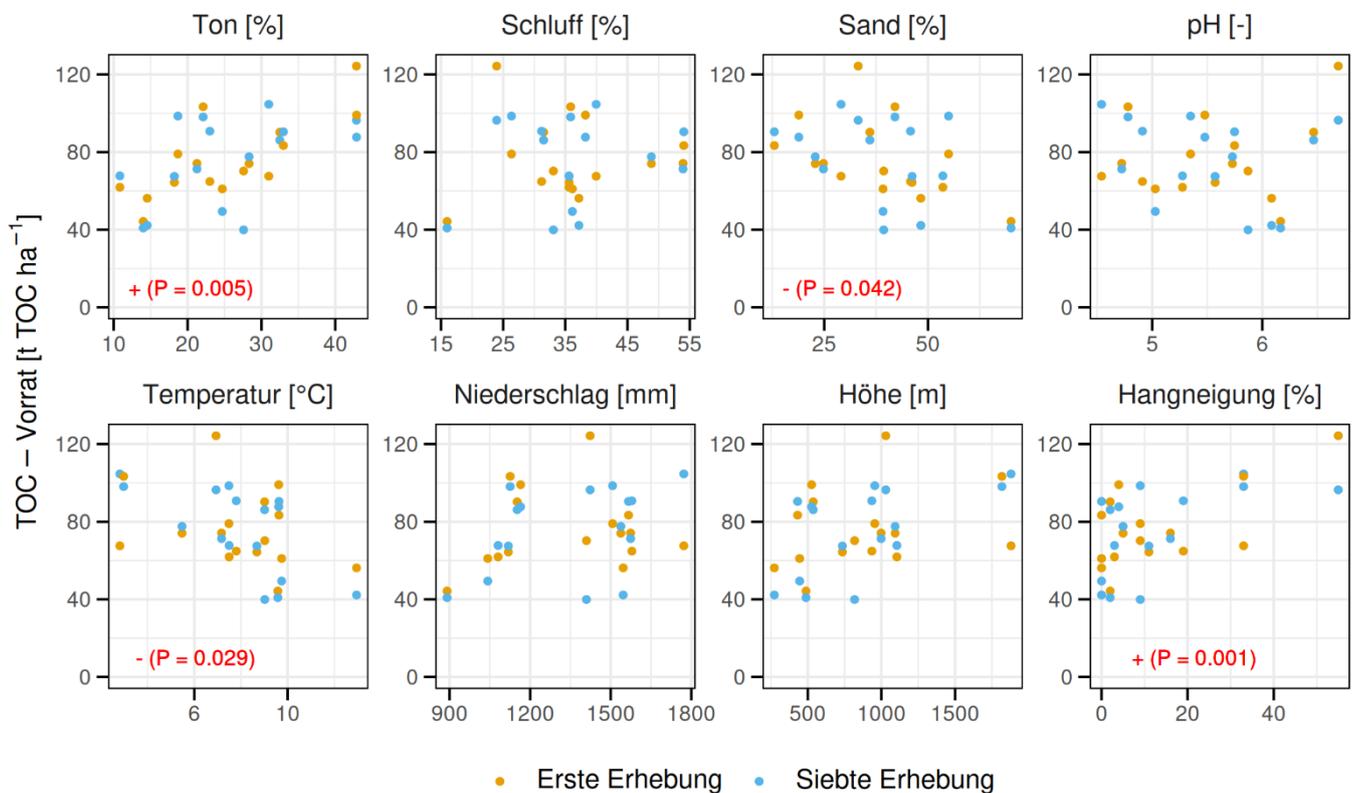
Ergänzende Abbildung 11:  $\Delta$ TOC-Vorrat pro Standort für Waldstandorte, aufgeteilt nach Bodentiefe und eingefärbt nach Richtung der Änderung.



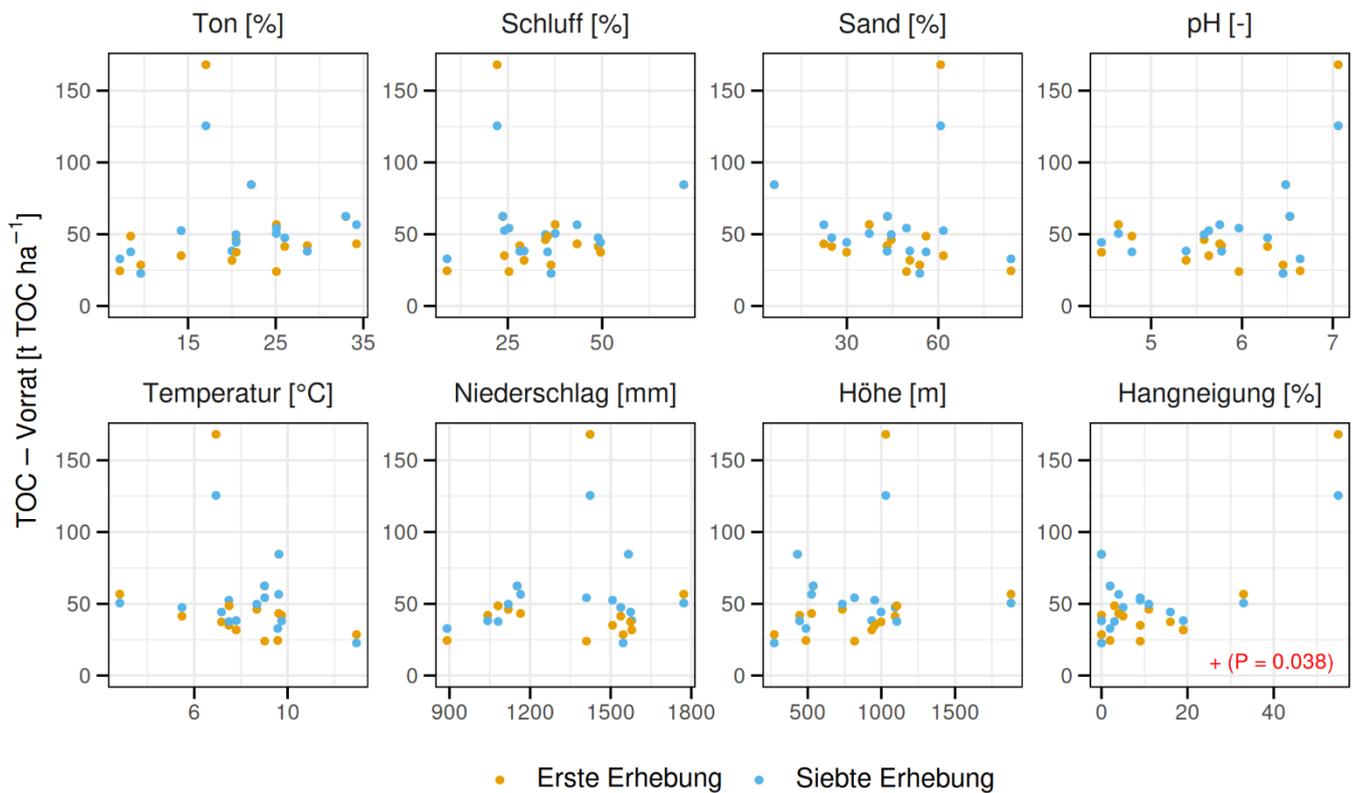
Ergänzende Abbildung 12: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Ackerbaustandorten in 0–20 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariante auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.



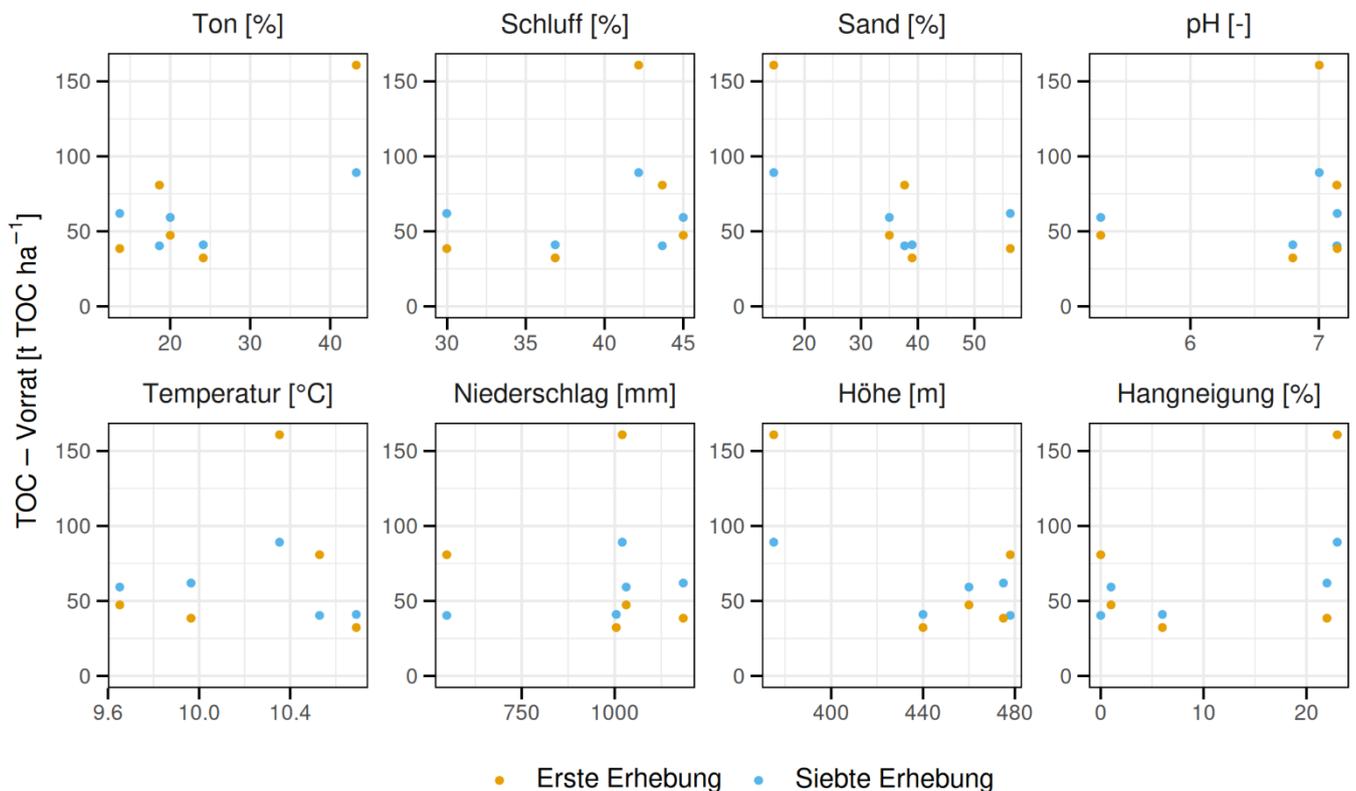
Ergänzende Abbildung 13: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Ackerbaustandorten in 20–60 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariaten auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.



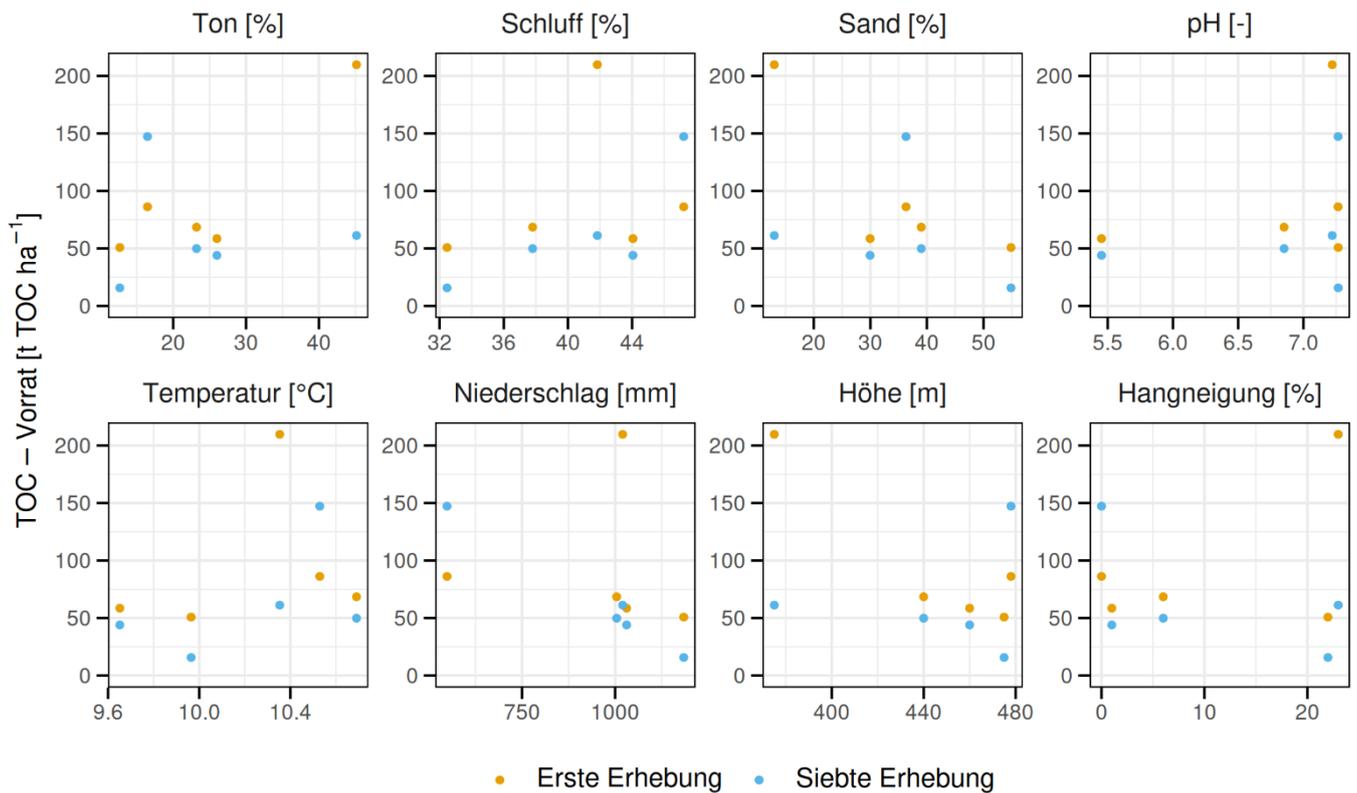
Ergänzende Abbildung 14: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Graslandstandorten in 0–20 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariaten auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.



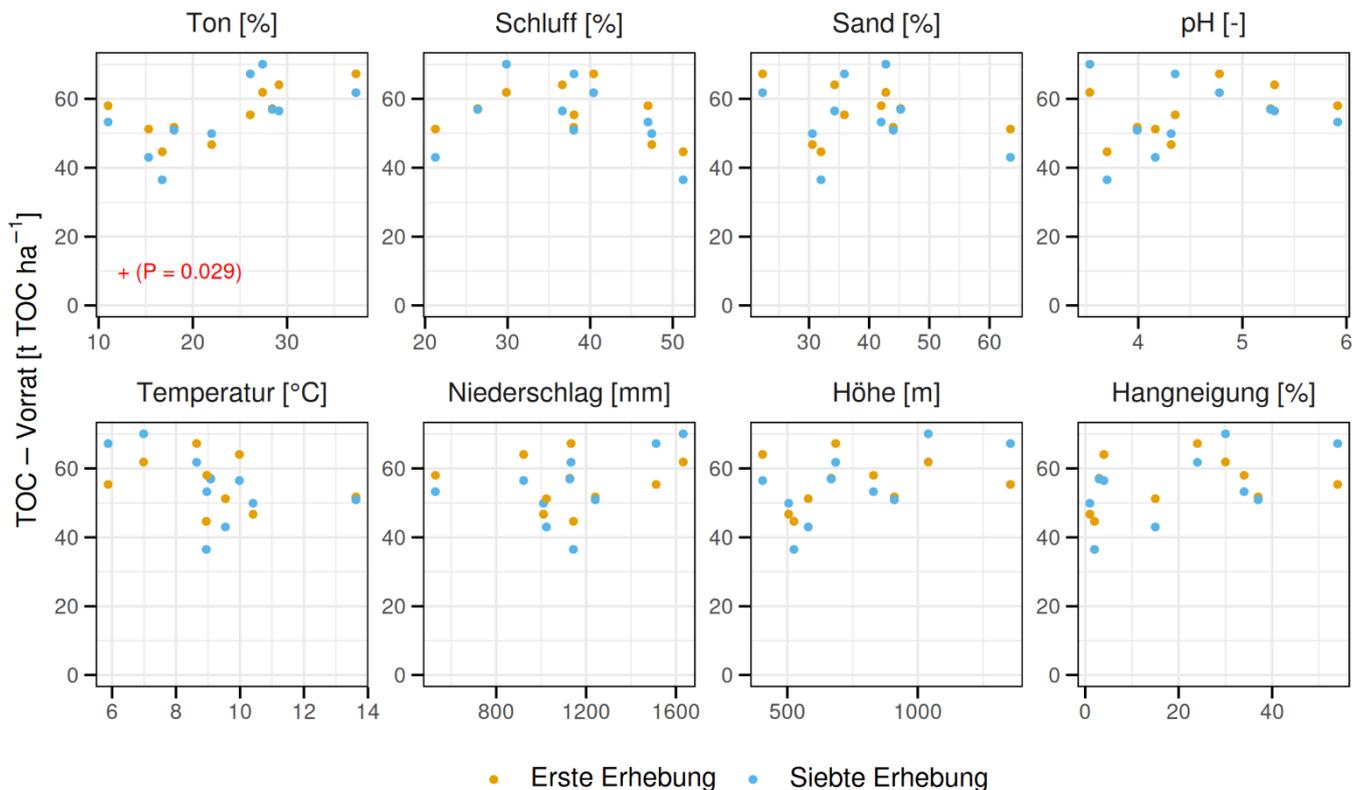
Ergänzende Abbildung 15: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Graslandstandorten in 20–60 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariaten auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.



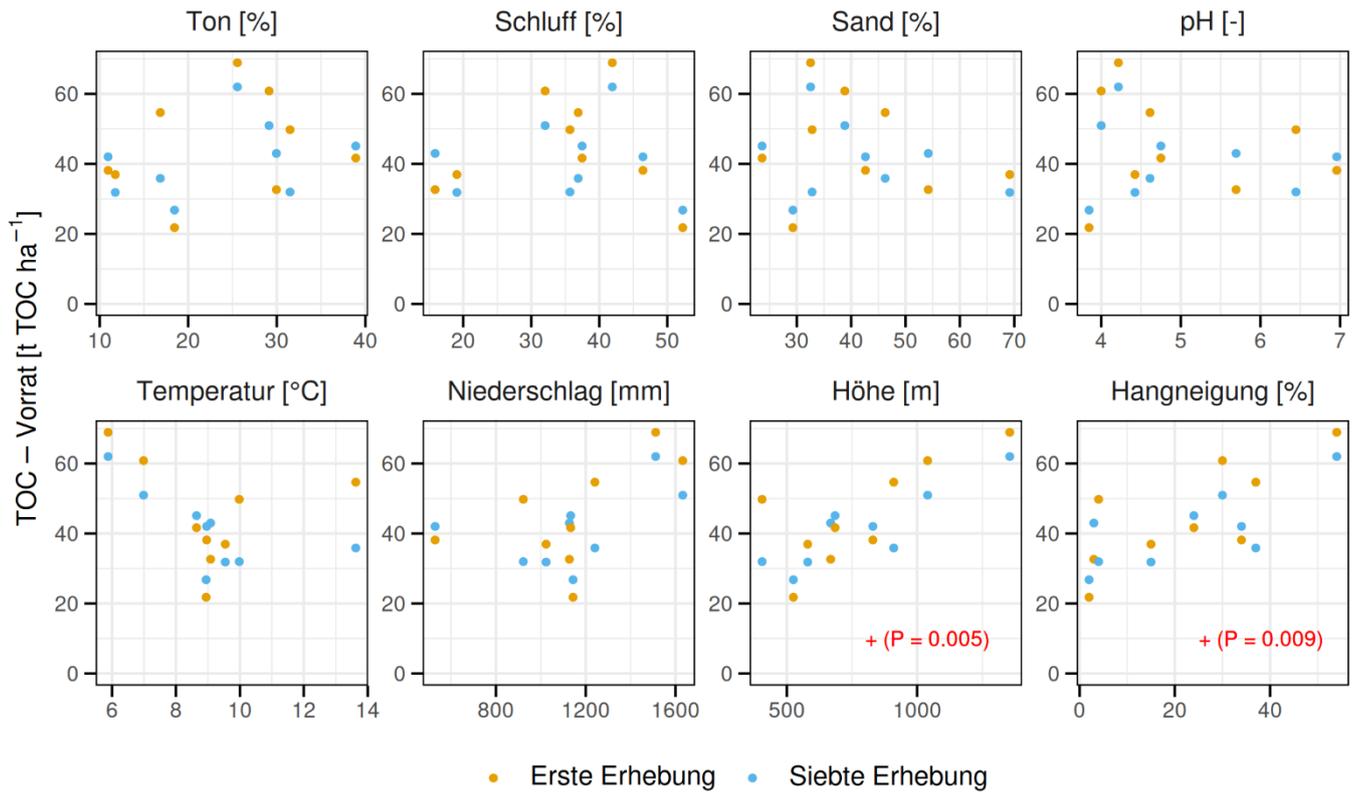
Ergänzende Abbildung 16: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat in Obst-/Rebbaustandorten von 0–20 cm.



Ergänzende Abbildung 17: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat in Obst-/Rebbaustandorten von 20–60 cm.



Ergänzende Abbildung 18: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Waldstandorten in 0–20 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariante auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.



Ergänzende Abbildung 19: Einfluss pedoklimatischer Variablen auf den TOC-Vorrat an Waldstandorten von 20–60 cm. Die Richtung und P-Wert des Effekts der Kovariate auf den TOC-Vorrat ist bei Signifikanz dargestellt. Auf die Darstellung einer Regressionsgerade wurde auf Grund vorangegangener Datentransformation verzichtet.