

Standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands

Sophie Drexler, Gabriele Broll, Axel Don, Heinz Flessa

Thünen Report 75

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

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

Bereits in dieser Reihe erschie-
nene Bände finden Sie im Inter-
net unter www.thuenen.de

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

Zitationsvorschlag – Suggested source citation:

Drexler S, Broll G, Don A, Flessa H (2020) Standorttypische
Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands.
Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 200p,
Thünen Rep 75, DOI:10.3220/REP1583152694000

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

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



Thünen Report 75

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

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

ISSN 2196-2324

ISBN 978-3-86576-208-5

DOI:10.3220/REP1583152694000

urn:nbn:de:gbv:253-202003-dn062138-8

Standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands

Sophie Drexler, Gabriele Broll, Axel Don, Heinz Flessa

Thünen Report 75

Im Bericht wurden vorzugsweise genderneutrale Formulierungen verwendet, um eine Geschlechterdiskriminierung (einschließlich von Menschen mit einer pluralen Geschlechtsidentität) zu vermeiden. Wenn in Einzelfällen aus Gründen der Lesbarkeit darauf verzichtet wurde, soll dies keinesfalls eine Verletzung des Gleichheitsgrundsatzes zum Ausdruck bringen.

Sophie Drexler
Thünen-Institut für Agrarklimaschutz
Bundesallee 65
D-38116 Braunschweig
Tel: +49 (0)531-596-2612
Email: sophie.drexler@thuenen.de

Prof. Dr. Gabriele Broll
Institut für Geographie, Universität Osnabrück
Seminarstraße 19 a/b
D-49074 Osnabrück
Tel: +49 (0)541-969-4073
Email: gabriele.broll@uni-osnabrueck.de

PD Dr. Axel Don
Thünen-Institut für Agrarklimaschutz
Bundesallee 65
D-38116 Braunschweig
Tel: +49 (0)531-596-2641
Email: axel.don@thuenen.de

Prof. Dr. Heinz Flessa
Thünen-Institut für Agrarklimaschutz
Bundesallee 65
D-38116 Braunschweig
Tel: +49 (0)531-596-2601
Email: heinz.flessa@thuenen.de

Thünen Report 75

Braunschweig/Deutschland, März 2020

Zusammenfassung

In der guten fachlichen Praxis des Bundes-Bodenschutzgesetzes ist gesetzlich festgelegt, dass der standorttypische Humusgehalt eines Bodens zu erhalten ist (§ 17 II 7 BBodSchG). Spezifikationen hinsichtlich dieses standorttypischen Humusgehaltes in untergesetzlichen Regelwerken fehlen allerdings. Um Werte zuverlässig für ganz Deutschland ableiten zu können, gab es bislang keine ausreichend repräsentative und methodisch einheitliche Datengrundlage. Durch die 2018 abgeschlossene erste Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) wurde diese Datengrundlage geschaffen.

Ziel dieser Studie war es, auf Grundlage der Daten der BZE-LW standorttypische Wertebereiche für C_{org} - bzw. Humusgehalte in Abhängigkeit von Standortfaktoren abzuleiten. Darüber hinaus war es Ziel zu untersuchen, ob sich durch die historische Landnutzung, durch Landnutzungsänderungen oder durch die Flächenbewirtschaftung erklären lässt, warum Standorte Humusgehalte unter bzw. über den abgeleiteten standorttypischen Wertebereichen haben. Letztlich galt es zu bewerten, welche Potenziale und Grenzen die Ableitung und Ausweisung standorttypischer Humusgehalte haben. Hierzu wurden in Abhängigkeit der Standortfaktoren ‚Landnutzungsart‘, ‚Textur‘, C/N-Verhältnis‘ und ‚Niederschlag‘ 33 Klassen gebildet und für jede der Klassen standorttypische Wertebereiche ausgewiesen. Standorte mit sehr hohen oder sehr niedrigen C_{org} -Gehalten (25 % der extremen Werte) sind als nicht-standorttypisch abgegrenzt worden. Die grafische Darstellung des Ableitungsschemas sowie der Wertebereiche erfolgte als Entscheidungsbaum.

Die Arbeit zeigt, dass für Mineralböden eine Ableitung standorttypischer Humusgehalte auf Grundlage der Daten der BZE-LW möglich ist, und weist erstmalig bundesweit abgesicherte standorttypische Humusgehalte in Form von Wertebereichen aus. Trotz der großen Variabilität zwischen den Standorten und der Überlappung der C_{org} - bzw. Humuswertebereiche, spiegeln die Unter- und Obergrenzen der standorttypischen Wertebereiche die Beziehungen zwischen den Standortfaktoren und dem Humusgehalt deutlich wider. Bei den Landnutzungsarten ist neben ‚Acker‘ und ‚Dauergrünland‘ auch eine Klasse für ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ ausgewiesen worden, die C_{org} -Gehalte aufwies, die genau zwischen denen von Acker und Dauergrünland lagen. In Abhängigkeit des Ton- und Schluffgehaltes wurden fünf Texturklassen gebildet, mit allgemein steigenden standorttypischen C_{org} -Gehalten mit zunehmenden Tongehalten. Bei leichten Böden wurde die historische Landnutzung als Moor oder Heide durch eine Stratifizierung nach C/N-Verhältnis berücksichtigt: Der C_{org} -Gehalt in diesen Böden mit einem Tongehalt < 12 % war genauso hoch wie in den tonreichsten Böden mit einem Tongehalt > 35 %. Der Niederschlag hatte auf Deutschlandebene größeren Einfluss auf den C_{org} -Gehalt als die Temperatur oder Höhenlage. Es erfolgte deshalb eine Stratifizierung nach Niederschlag, wobei Standorte mit höherem Niederschlag höhere C_{org} -Gehalte aufwiesen. Die Faktoren ‚ökologischer Landbau‘, ‚Zufuhr an organischer Substanz‘, eine Moorvergangenheit, Landnutzungsänderungen sowie der Grundwassereinfluss trugen in 39 % der Fälle dazu bei, dass C_{org} -Gehalte außerhalb der jeweiligen standorttypischen Wertebereiche lagen. Die in dieser Arbeit abgeleiteten standorttypischen Wertebereiche für C_{org} - bzw. Humusgehalte leisten einen Beitrag zur Einordnung des Begriffs „standorttypischer Humusgehalt“ im Rahmen des § 17 II 7 BBodSchG. Sie ermöglichen den Vergleich gemessener C_{org} -Gehalte und daraus abgeleiteter Humusgehalte mit „standorttypischen Wertebereichen“ in Deutschland. Diese Einordnung kann neben Informationen über die zeitliche Veränderung von Humusgehalten ein Kriterium zur Bewertung des Humuszustands sein.

Schlüsselwörter: Humus, organische Bodensubstanz, organischer Bodenkohlenstoff, standorttypischer Humusgehalt, Bundes-Bodenschutzgesetz, gute fachliche Praxis

Summary

The "good agricultural practice" of the Federal Soil Protection Act of Germany requires that the "site-specific humus content" of a soil must be maintained (§ 17 II 7 BBodSchG). However, there are no specifications regarding this site-specific humus content in subordinate regulations. To be able to derive values reliably on a national scale, a representative dataset collected in a methodologically consistent manner was missing so far. Through the first German Agricultural Soil Inventory (BZE-LW), completed in 2018, this dataset has been created.

The aim of this study was to derive site-specific value ranges for soil organic carbon/humus contents as a function of site factors, based on the BZE-LW data set. In addition, the objective was to analyze whether the land-use history, land-use changes or the agricultural management could explain why sites have humus contents below or above the derived site-specific value ranges. Lastly, it was necessary to evaluate the potential and limits of the derivation of site-specific humus contents. Depending on the site factors 'land-use type', 'soil texture', 'C/N ratio' and 'precipitation' 33 classes were formed, and, for each of these classes site-specific soil organic carbon/humus contents were derived. Sites with very high or low humus contents (25 % of the extreme values) were defined as 'non-site-specific'. The derivation scheme and the site-specific value ranges were graphically presented using a decision tree.

The results show that it is possible to derive site-specific humus contents for mineral soils based on the BZE-LW dataset and for the first time site-specific humus contents were reliably identified on a national scale. Despite the large variability between sites and the overlapping value ranges, both in the lower and upper limits, the site-specific ranges reflect the relationships between site factors and humus contents. Regarding land-use type, a class for 'non-permanent grassland' was introduced in addition to 'cropland' and 'grassland'. The non-permanent grassland sites had humus contents that were intermediate between those of arable land and permanent grassland. Depending on the clay and silt content, five texture classes were formed, with generally increasing humus value ranges with increasing clay contents. For coarse-textured soils, a historical land-use as peatland or heathland was considered via stratification by C/N ratio: It was found that the humus content in these soils with a clay content < 12 % was as high as in very fine-textured soils with a clay content > 35 %. On the national scale precipitation showed a greater influence on the humus content than temperature and altitude. For this reason, precipitation classes were formed, with classes with higher precipitation having higher humus contents. The factors 'organic farming' and 'organic carbon input', a land-use history as peatland, land-use changes and the groundwater level contributed in 39 % of the cases to soil organic carbon contents below or above the derived site-specific value ranges. The site-specific value ranges for soil organic carbon/humus contents derived in this study contribute to classification of the term "site-specific humus content" within the framework of § 17 II 7 BBodSchG. They enable the comparison of measured soil organic carbon contents and humus contents derived from them with "site-specific value ranges" in Germany. This classification can be a criterion for the evaluation of the humus contents besides information about the temporal change of humus contents.

Keywords: soil organic matter, soil organic carbon, site-specific humus content, Soil Protection Act, good agricultural practice

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	I
Summary	II
Inhaltsverzeichnis	III
Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VII
Kartenverzeichnis	IX
Abkürzungsverzeichnis	X
1 Einleitung und Zielsetzung	1
2 Stand des Wissens	3
2.1 Standorttypischer Humusgehalt	3
2.2 Einfluss von Standortfaktoren und Flächenbewirtschaftung auf den Humusgehalt	9
3 Material und Methoden	13
3.1 Datengrundlage	13
3.2 Stratifizierung der Standorte	17
3.2.1 Abgrenzung Moor- und moorähnlicher Böden	17
3.2.2 Faktorenauswahl und Reihenfolge der Stratifizierung	19
3.2.3 Klassenbildung	21
3.3 Ermittlung der Wertebereiche standorttypischer C_{org} - bzw. Humusgehalte	23
3.4 Vergleich standorttypischer und nicht-standorttypischer Beprobungspunkte	24
4 Ergebnisse und Diskussion	26
4.1 Stratifizierung der Standorte	26
4.1.1 Landnutzungsart	26
4.1.2 Textur	30
4.1.3 C/N-Verhältnis	44
4.1.4 Klima (Jahresgesamtniederschlag)	58
4.1.5 Grundwasserstufe	71
4.1.6 pH-Wert	75
4.2 Standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland	78
4.3 Vergleich standorttypischer und nicht-standorttypischer Beprobungspunkte	86
4.3.1 Historische Landnutzung und Landnutzungsänderungen	88
4.3.2 Ökologischer Landbau	94
4.3.3 Bodenbearbeitung	97
4.3.4 Zufuhr an organischer Substanz	99
4.3.5 Grundwasserstufe	103
5 Bewertung und Schlussfolgerungen	107
Literaturverzeichnis	XI
Anhang	XIX

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der vier Landnutzungsarten	27
Abbildung 2: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des Ton-/Schluff-/Sandgehaltes; aufgeteilt nach Landnutzungsart	31
Abbildung 3: Korngrößendreieck mit den Texturklassen ,leicht‘, ,mittel‘ und ,schwer‘	32
Abbildung 4: Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der Texturklassen ,leicht‘, ,mittel‘ und ,schwer‘; aufgeteilt nach Landnutzungsart	34
Abbildung 5: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des Tongehaltes; aufgeteilt in die Texturklassen ,leicht‘, ,mittel‘ und ,schwer‘ und nach der Landnutzungsart	36
Abbildung 6: Korngrößendreieck mit den Texturklassen ,leicht‘, ,mittel I‘, ,mittel II‘, ,schwer I‘ und ,schwer II‘	37
Abbildung 7: Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der Texturklassen ,leicht‘, ,mittel I‘, ,mittel II‘, ,schwer I‘ und ,schwer II‘; aufgeteilt nach Landnutzungsart ...	39
Abbildung 8: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des Tongehaltes; aufgeteilt in die Texturklassen ,leicht‘, ,mittel I‘, ,mittel II‘, ,schwer I‘ und ,schwer II‘ und nach der Landnutzungsart	41
Abbildung 9: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses	44
Abbildung 10: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses; aufgeteilt nach Landnutzungsart	45
Abbildung 11: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses; aufgeteilt nach Landnutzungsart und Textur	46
Abbildung 12: C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der mittleren jährlichen Humus-C-Reproduktion .	48
Abbildung 13: C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der mittleren jährlichen Humus-C-Reproduktion; aufgeteilt nach Landnutzungsart	48
Abbildung 14: C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der mittleren jährlichen Humus-C-Reproduktion; aufgeteilt nach Landnutzungsart und Textur	49
Abbildung 15: Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der C/N-Verhältnis-Klassen für Standorte der Texturklasse ,leicht‘; aufgeteilt nach Landnutzungsart; zur besseren Sichtbarkeit wurden die Ordinatenachsen unterschiedlich skaliert	52
Abbildung 16: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses für Standorte der Texturklasse ,leicht‘; aufgeteilt nach ,C/N-Verhältnis ≤ 15 ‘ und ,C/N-Verhältnis > 15 ‘ und der Landnutzungsart	53
Abbildung 17: Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der C/N-Verhältnis-Klassen für Standorte der Landnutzungsart ,Acker‘ und der Texturklasse ,leicht‘	55
Abbildung 18: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses; aufgeteilt in vier C/N-Klassen für Standorte der Landnutzungsart ,Acker‘ und der Texturklasse ,leicht‘	56
Abbildung 19: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des Jahresgesamtniederschlages bzw. der Jahresmitteltemperatur bzw. der Höhenlage	59

Abbildung 20: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des Jahresgesamtniederschlages; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis	60
Abbildung 21: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit der Jahresmitteltemperatur; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis	61
Abbildung 22: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit der Höhenlage; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis	62
Abbildung 23: Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der Niederschlagsklassen für Standorte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘; aufgeteilt nach Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis; zur besseren Sichtbarkeit wurden die Ordinatenachsen unterschiedlich skaliert.....	67
Abbildung 24: Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der Niederschlagsklassen für Standorte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ oder ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘; aufgeteilt nach Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis	68
Abbildung 25: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit der Grundwasserstufe.....	72
Abbildung 26: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit der Grundwasserstufe; aufgeteilt nach Landnutzungsart.....	73
Abbildung 27: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit der Grundwasserstufe; aufgeteilt nach Landnutzungsart und Textur	74
Abbildung 28: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des pH-Wertes.....	75
Abbildung 29: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des pH-Wertes; aufgeteilt nach Landnutzungsart.....	76
Abbildung 30: Gehalt an organischem Kohlenstoff in Abhängigkeit des pH-Wertes; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis	77
Abbildung 31: Standorttypische C_{org} -Wertebereiche	80
Abbildung 32: Entscheidungsbaum zur Ermittlung standorttypischer Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff im Oberboden.....	83
Abbildung 33: Anteile der Standorte mit Moorvergangenheit innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen.....	91
Abbildung 34: Anteile der Standorte mit historischer Nutzung als Heide innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen.....	92
Abbildung 35: Anteile der Standorte mit Landnutzungsänderung innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen.....	93

Abbildung 36: Anteile der Betriebe mit ökologischem Landbau innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen.....	96
Abbildung 37: Anteile der Betriebe mit reduzierter Bodenbearbeitung innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen.....	98
Abbildung 38: Mittlere Humus-C-Reproduktion aus Ernteresten, Zwischenfrüchten und Wurzeln innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen ..	101
Abbildung 39: Mittlere Humus-C-Reproduktion aus organischen Düngern aus der Nutztierhaltung und Biogasproduktion innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen ..	102
Abbildung 40: Anteile der Standorte mit hohem Grundwasserstand innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen.....	104
Abbildung 41: Verteilung der nicht-standorttypischen Beprobungspunkte über die Faktoren, die zu Humusgehalten außerhalb des standorttypischen Wertebereichs beigetragen haben	105

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht der für die Auswertungen ausgewählten Parameter, ihrer Quellen und Bestimmungsmethoden	15
Tabelle 2:	p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der Landnutzungsarten	27
Tabelle 3:	Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel‘ und ‚schwer‘ in Abhängigkeit des Ton- und Schluffgehaltes sowie die zugehörigen Bodenartengruppen nach VDLUFA	33
Tabelle 4:	p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel‘ und ‚schwer‘; aufgeteilt nach Landnutzungsart.....	33
Tabelle 5:	Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel I‘, ‚mittel II‘, ‚schwer I‘ und ‚schwer II‘ in Abhängigkeit des Ton- und Schluffgehaltes sowie die zugehörigen Bodenartengruppen nach VDLUFA.....	38
Tabelle 6:	p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel I‘, ‚mittel II‘, ‚schwer I‘ und ‚schwer II‘; aufgeteilt nach Landnutzungsart	40
Tabelle 7:	p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der C/N-Verhältnis-Klassen für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘; aufgeteilt nach Landnutzungsart	51
Tabelle 8:	p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der C/N-Verhältnis-Klassen für Standorte der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚leicht‘	55
Tabelle 9:	Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman des Zusammenhanges zwischen dem Gehalt an organischem Kohlenstoff und dem Jahresgesamtniederschlag bzw. der Jahresmitteltemperatur bzw. der Höhenlage; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis.....	63
Tabelle 10:	Niederschlagsklassengrenzen für die Bildung zweier Niederschlagsklassen der bereits nach Landnutzungsart, Textur und C/N-Verhältnis eingeteilten Klassen	64
Tabelle 11:	p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der Niederschlagsklassen für Standorte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘; aufgeteilt nach Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis	65
Tabelle 12:	p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff der Niederschlagsklassen für Standorte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ oder ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘; aufgeteilt nach Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis.....	66
Tabelle 13:	Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman des Zusammenhanges zwischen Gehalt an organischem Kohlenstoff und Jahresgesamtniederschlag; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur, für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis und nach den gebildeten Niederschlagsklassen	69

Tabelle 14:	Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman des Zusammenhanges zwischen Gehalt an organischem Kohlenstoff und pH-Wert; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis.....	76
Tabelle 15:	Standorttypische C_{org} -Wertebereiche landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland.....	81
Tabelle 16:	Standorttypische Humus-Wertebereiche landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland.....	82
Tabelle 17:	Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Standorte mit Moorvergangenheit der Klassen ‚Acker/leicht/C/N > 20‘, ‚Dauergrünland/leicht/C/N > 15‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft/ leicht/C/N > 15‘	88
Tabelle 18:	Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Standorte mit historischer Nutzung als Heide über alle Klassen	89
Tabelle 19:	Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Standorte mit Landnutzungsänderung von Dauergrünland zu Acker innerhalb der letzten 50 Jahre bzw. Landnutzungsänderung von Acker zu Dauergrünland innerhalb der letzten 100 Jahre über alle Klassen	90
Tabelle 20:	Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Betriebe mit ökologischem Landbau über alle Klassen.....	95
Tabelle 21:	Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Standorte mit reduzierter Bodenbearbeitung über alle Klassen	97
Tabelle 22:	Arithmetisches Mittel und Standardabweichung der mittleren Humus-C-Reproduktion aus Ernteresten, Zwischenfrüchten und Wurzeln bzw. aus organischen Düngern aus der Nutztierhaltung und Biogasproduktion über alle Klassen; aufgeteilt nach Landnutzungsart	100
Tabelle 23:	Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Standorte mit hohem Grundwasserstand über alle Klassen	103

Kartenverzeichnis

Karte 1:	Moor- und moorähnliche Böden: Lage der Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft mit einem Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff > 8,7 Masse-%.....	18
Karte 2:	Räumliche Verteilung der Landnutzungsarten aller Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft.....	29
Karte 3:	Räumliche Verteilung der Texturklassen aller Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft.....	43
Karte 4:	Räumliche Verteilung der C/N-Verhältnis-Klassen aller Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft mit der Texturklasse ‚leicht‘.....	57
Karte 5:	Räumliche Verteilung der Niederschlagsklassen aller Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft.....	70
Karte 6:	Räumliche Verteilung aller Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft mit Zuordnung als standorttypischer oder nicht-standorttypischer Beprobungspunkt	87
Karte 7:	Räumliche Verteilung der nicht-standorttypischen Beprobungspunkte mit Zuordnung zu den Faktoren, die zu Humusgehalten außerhalb des standorttypischen Wertebereichs beigetragen haben	106

Abkürzungsverzeichnis

BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BDF	Bodendauerbeobachtungsflächen
BÜK200	Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200.000
BZE-LW	Bodenzustandserhebung Landwirtschaft
C	Kohlenstoff
cm	Zentimeter
C _{org}	organischer Kohlenstoff
DWD	Deutscher Wetterdienst
Grünland-Wechselw.	Grünland-Wechselwirtschaft
GWS	Grundwasserstufe
KA5	Bodenkundliche Kartieranleitung in 5. Auflage
km	Kilometer
m	Meter
mm	Millimeter
Mol L ⁻¹	Mol pro Liter
n	Anzahl
NS	Niederschlag (Jahresgesamtniederschlag in mm)
N _t	Gesamtstickstoff
N _{min}	mineralisierter Stickstoff
t ha ⁻¹	Tonnen pro Hektar
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

1 Einleitung und Zielsetzung

Der Humusgehalt eines Bodens hat grundlegende Schlüsselfunktionen für nahezu alle Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen (Gregorich et al., 1994). So beeinflusst der Humusgehalt unter anderem die Nährstoffspeicherung, die Bodenstruktur sowie die Wasserspeicherkapazität und hat dadurch außerordentliche Bedeutung für die Fruchtbarkeit und Ertragssicherheit landwirtschaftlich genutzter Böden (Bot & Benites, 2005; Stevenson, 1994). Darüber hinaus trägt der Erhalt oder eine Erhöhung des Humusgehaltes zum Klimaschutz bei, da Humus etwa zur Hälfte aus Kohlenstoff besteht, der seinen Ursprung im atmosphärischen CO₂-Kohlenstoff hat (Pribyl, 2010). Durch hohe Humusgehalte wird dementsprechend viel Kohlenstoff im Boden gebunden. Böden stellen den größten terrestrischen Kohlenstoffspeicher dar (Jobbagy & Jackson, 2000), und besonders vor dem Hintergrund des Klimawandels gewinnt diese Klimaschutzfunktion von Bodenkohlenstoff an Bedeutung (Lal, 2004).

Um den Humus landwirtschaftlich genutzter Böden mit seinen wichtigen Funktionen nachhaltig zu bewahren, ist in §17 Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) gesetzlich festgelegt, dass die landwirtschaftliche Bodennutzung nach guter fachlicher Praxis zu erfolgen hat, indem *„der standorttypische Humusgehalt des Bodens, insbesondere durch eine ausreichende Zufuhr an organischer Substanz oder durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität erhalten wird“* (§ 17 II 7 BBodSchG).

Spezifikationen hinsichtlich dieses standorttypischen Humusgehaltes, etwa in untergesetzlichen Regelwerken, fehlen allerdings. In einigen Studien wurde versucht standorttypische Humusgehalte zu definieren (s. Kapitel 2.1). Bundesweite Werte liegen aber mit Ausnahme einer Studie von Düwel et al. (2007b) bisher nicht vor. Nach Prechtel et al. (2009) sind diese Werte u.a. aufgrund ungleicher Probenahmeverfahren sowie teils veralteter Daten allerdings nicht uneingeschränkt nutzbar. Um standorttypische Humusgehalte zuverlässig für ganz Deutschland ableiten zu können, fehlte bislang insbesondere eine ausreichend repräsentative und methodisch einheitliche Datengrundlage (Hüttel et al., 2008; Prechtel et al., 2009; Vorderbrügge et al., 2015).

Durch die Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (BZE-LW) wurde diese Datengrundlage geschaffen. Die BZE-LW wurde vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) in Auftrag gegeben; die Koordination und Durchführung erfolgte durch das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz. Im Zeitraum von 2008 bis 2018 wurde erstmalig eine deutschlandweite, konsistente und repräsentative Inventur der Kohlenstoffvorräte landwirtschaftlich genutzter Böden durchgeführt (Jacobs et al., 2018).

Auf Grundlage der Daten der BZE-LW werden in dieser Arbeit standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland abgeleitet. Dabei war es Ziel,

- (1) auf Grundlage der Daten der BZE-LW standorttypische Wertebereiche für C_{org} - bzw. Humusgehalte nach § 17 II 7 BBodSchG in Abhängigkeit praktikabler und den meisten Landwirten vorliegender Standortfaktoren abzuleiten. Die Klassifizierung der Wertebereiche soll dabei auf Grund von Standortfaktoren erfolgen (inkl. Landnutzungsart) und nicht auf Grund der Flächenbewirtschaftung;
- (2) diese standorttypischen Wertebereiche systematisch darzustellen, um eine Einordnung und Bewertung eigener Messwerte zu ermöglichen und
- (3) zu analysieren, ob sich die historische Landnutzung, Landnutzungsänderungen oder die Art der Flächenbewirtschaftung (ökologischer Landbau, Zufuhr an organischer Substanz, Bodenbearbeitung) der Standorte dazu beitragen, dass Standorte Humusgehalte unter bzw. über den ausgewiesenen standorttypischen Humusgehalten haben.
- (4) letztlich zu bewerten, welche Potenziale und Grenzen die Ableitung und Ausweisung standorttypischer Humusgehalte haben.

2 Stand des Wissens

2.1 Standorttypischer Humusgehalt

Folgend wird zunächst der Stand des Wissens zur Definition des Begriffes ‚standorttypischer Humusgehalt‘ zusammengefasst. Hierzu werden ‚Humusgehalt‘, ‚Standort‘ und ‚typisch‘ einzeln definiert und unterschiedliche Konzepte zur Ableitung standorttypischer Humusgehalte erläutert. Anschließend werden bisherige Arbeiten zur Ableitung standorttypischer Humusgehalte vorgestellt. Die in dieser Arbeit verwendeten Definitionen sowie das Ableitungskonzept sind Kapitel 3 zu entnehmen.

Begriffsbestimmung ‚standorttypischer Humusgehalt‘

‚**Humusgehalt**‘ steht für den Anteil der abgestorbenen organischen Substanz eines Bodens (Blume et al., 2010; LABO, 2014; Vorderbrügge et al., 2015). Synonym gebraucht wird häufig der Begriff ‚Gehalt an organischer Bodensubstanz‘ (Körschens, 2010; Wessolek et al., 2008). Dieser schließt aber nach gängiger Definition neben der abgestorbenen organischen Substanz auch alle lebenden organischen Substanzen im Boden ein (LABO, 2014). Weiterhin werden im Kontext zu Humusgehalten oft Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) angegeben. Wie bereits erwähnt, besteht Humus etwa zur Hälfte aus Kohlenstoff. Der Humusgehalt eines Bodens wird über eine Messung des C_{org} -Gehaltes im Feinboden ($< 2\text{ mm}$) bestimmt. Auch der C_{org} -Gehalt gibt somit Auskunft über den Anteil der abgestorbenen organischen Substanz eines Bodens.

Welche Faktoren zu dem Begriff ‚**Standort**‘ zu zählen sind, ist nicht klar definiert. Einigkeit besteht darüber, dass Standortfaktoren, wie Bodenart, Klima, Relief und Vegetation, als bestimmende Größen einbezogen werden müssen (Capriel, 2010; Hütthl et al., 2008). Auch die aktuelle Landnutzungsart wird in den meisten Studien (Neufeldt, 2005; Waldmann & Weinzierl, 2014) berücksichtigt. Sie ist eine der Haupteinflussgrößen auf die Höhe des Humusgehaltes (Vos et al., 2019; Wiesmeier et al., 2014) und ist außerdem stark mit den direkten Standortfaktoren verknüpft: Dauergrünland ist im Vergleich zur Ackernutzung häufiger auf feuchten, grundwassernahen, flachgründigen und grobbodenreichen Böden sowie in steilen Hanglagen und in Hochlagen mit hohen Niederschlägen und geringen Temperaturen zu finden (LABO, 2014; Jacobs et al., 2018; Wiesmeier et al., 2012). Unklar ist, inwieweit neben der Landnutzungsart die aktuelle und historische Flächenbewirtschaftung zu berücksichtigen ist. So erweitern Körschens et al. (2005) den Begriff standorttypische Humusgehalte zu „*standort- und bewirtschaftungstypischen Humusgehalten*“. Auch Kolbe & Zimmer (2015) sehen standorttypische Humusgehalte als Ergebnis von Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren an, und Wessolek et al. (2008) beziehen in ihrer Studie die Düngung in die Ableitung standorttypischer Humusgehalte mit ein. Hütthl et al. (2008) weisen darauf hin, dass zumindest die historischen Landnutzungseinflüsse auf regionaler Ebene berücksichtigt werden sollten, da Springob et al. (2001) für Norddeutschland gezeigt hat, dass diese einen bedeutenden Einfluss auf die heutigen Humusgehalte haben und den Einfluss anderer Standortfaktoren überlagern können.

Weiterhin zu definieren ist der Begriff **‚typisch‘**. Düwel et al. (2007b) sprechen von „*typischen Humusgehalten*“ und geben für die im Rahmen ihrer Auswertungen stratifizierten Einheiten insbesondere den Modalwert, also den häufigsten Wert innerhalb der Straten, als ‚typischen‘ Wert an. Wessolek et al. (2008) ergänzen zu dieser Arbeit, dass 50 % der Standardabweichung vom Mittelwert des Humusgehaltes eines Stratums nach unten als ‚niedrig‘ und entsprechende Abweichungen nach oben als ‚hoch‘ bezeichnet werden können. Capriel (2010) definiert in seiner Auswertung zu standorttypischen Humusgehalten in Bayern je 12,5 % der extremen Werte an den Enden der Verteilung der Humusgehalte innerhalb einer nach Standortfaktoren gebildeten Klasse als nicht typisch. Für Österreich wurden als typische Humusgehalte der Median sowie 80 % der Werte um diesen dargestellt (Ministerium für ein lebenswertes Österreich, 2015).

Konzepte der Ableitung standorttypischer Humusgehalte

Der Humusgehalt eines Standortes ergibt sich aus der Bilanz zwischen dem Eintrag organischer Substanz und Kohlenstoffausträgen, die im Wesentlichen durch Umsetzung und Mineralisation von organischer Bodensubstanz auftreten. Die Prozesse der Umsetzung, des Abbaus und der Stabilisierung organischer Substanz im Boden werden durch eine Vielzahl von klimatischen, geologischen und bodenkundlichen Standortfaktoren sowie durch die frühere und aktuelle Flächenbewirtschaftung bestimmt (Jenny, 1941; McBratney et al., 2003; weitere Erläuterungen s. Kapitel 2.2). In stabilen Ökosystemen herrscht ein Gleichgewicht zwischen dem Eintrag und Austrag organischer Substanz und es stellt sich dadurch ein für das Ökosystem charakteristischer Humusgehalt ein (Blume et al., 2010). Der ‚standorttypische Humusgehalt‘ wird oft mit diesem charakteristischen Humusgehalt gleichgesetzt (Hüttl et al., 2008). Der standorttypische Humusgehalt bildet nach diesem Konzept den Status quo des Humusgehaltes zum Zeitpunkt der Beprobung ab; wobei davon ausgegangen wird, dass sich die Standorte in einem Fließgleichgewicht befinden. Für landwirtschaftlich genutzte Flächen bedeutet dies vor allem eine langjährig gleichbleibende Flächenbewirtschaftung. Zu beachten ist allerdings, dass es lange dauern kann, bis ein Standort nach einer Landnutzungsänderung ein solches Fließgleichgewicht von Humus erreicht hat (Poeplau et al., 2011). Der standorttypische Humusgehalt bezieht dementsprechend meist vergangene Landnutzungsänderungen mit ein. Moorböden und moorähnliche Böden, die im Zuge der landwirtschaftlichen Nutzung entwässert werden, verlieren auch nach vielen Jahrzehnten gleichbleibender Nutzung in Abhängigkeit der Entwässerungstiefe sehr große Mengen an organischem Kohlenstoff (Tiemeyer et al., 2020). Diese Böden sind extrem weit entfernt von einem Fließgleichgewicht des organischen Bodenkohlenstoffs und erfordern daher eine gesonderte Betrachtung und Einordnung.

Nach Wessolek et al. (2008) handelt es sich bei den gesetzlich geforderten standorttypischen Humusgehalten um **‚optimale Humusgehalte‘**. Als optimale Humusgehalte werden hierbei die Humusgehalte verstanden, die „*optimale landwirtschaftliche Erträge ermöglichen, ohne andere Bodenfunktionen übermäßig zu beeinträchtigen*“ (Wessolek et al., 2008). Hierzu müssen quantitative Beziehungen zwischen Humusgehalten und ihren Funktionen ermittelt werden. Auch Ebertseder et al. (2014) sehen Bedarf in der Erarbeitung von Richtwerten für **„standorttypisch optimale Humusgehalte“**, wobei wie bei Wessolek et al. (2008) die Auswirkungen der

Humusversorgung auf die Ertragssicherheit (Untergrenze) und auf das Mineralisierungspotenzial von Stickstoff (Obergrenze) in den Fokus gesetzt werden.

Das gleiche Konzept verfolgt der Ansatz der ‚**kritischen Humusgehalte**‘. Auch hier werden minimal und maximal anzustrebende Humusgehalte definiert (Carter, 2002). Innerhalb dieser Grenzwerte erfüllt der Boden die zu definierenden Funktionen optimal (Arshad & Martin, 2002; Hütttl et al., 2008). Nach Arshad & Martin (2002) können diese Grenzwerte auf zwei Wegen abgeleitet werden. Standorttypische Humusmittelwerte können als initiale Referenzwerte dienen. Abweichungen von mehr als 15 % von diesen Mittelwerten scheinen nach Arshad & Martin (2002) sinnvoll, um kritische Ober- bzw. Untergrenzen zu definieren. Als zweite Möglichkeit schlagen Arshad & Martin (2002) vor, innerhalb einer Region mit gleichen Standortfaktoren (Klima, Ausgangsgestein) die Humusgehalte „*ungestörter*“ (nicht landwirtschaftlich genutzter) Standorte als Referenzwerte zu setzen. Sparling et al. (2003) setzten bei den von ihnen verfolgten Ansätzen zur Ableitung anzustrebender Ober- und Untergrenzen für Humusgehalte dauerhaft als Grünland genutzte Standorte als Referenzstandorte. Carter (2002) führt als dritte Möglichkeit den auch von Wessolek et al. (2008) verfolgten Ansatz auf, empirisch ermittelte Beziehungen zwischen Humusgehalten und spezifischen Bodenprozessen oder -funktionen als Grundlage für die Ableitung kritischer Grenzwerte zu benutzen. Hierbei lag der Fokus bislang auf der Bodenfruchtbarkeit, der Standortproduktivität, dem bodenbürtigen Erosionswiderstand und der Aggregatstabilität (Carter, 2002). Weit verbreitet ist die aus dem Zusammenhang mit der Aggregatstabilität abgeleitete kritische Untergrenze von 2 % C_{org} (Huber et al., 2008; Kemper & Koch, 1966). Allerdings ließen sich bislang keine Auswirkungen eines solchen Grenzwertes auf Bodeneigenschaften und Ernteerträge quantitativ belegen (Huber et al., 2008; Loveland & Webb, 2003; Verheijen et al., 2005).

Nach Hütttl et al. (2008) sind optimale Humusgehalte als Erweiterung zu den gesetzlichen Forderungen nach BBodSchG zu verstehen und es sei klar zu definieren, welche Bodenfunktionen optimiert werden sollen. Ein Expertenworkshop zum Thema ‚Ableitungen von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung von Böden in Deutschland‘ kam im Jahr 2007 zu dem Schluss, dass eine Bestimmung von Optimalgehalten derzeit nicht möglich und auch nicht zielführend ist. Stattdessen sollten nutzungs- und standortbezogene Mindest- und Höchstwerte des Humusgehaltes vorgegeben werden (Hütttl et al., 2008).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass kein einheitliches Konzept zur Definition und Ableitung standorttypischer Humusgehalte besteht. Es kann zwischen standorttypischen Humusgehalten im Sinne von Optimalgehalten im Zusammenhang mit der Erfüllung von Bodenfunktionen oder im Sinne eines *Status quo* der Humusversorgung unterschieden werden, wobei nach Expertenmeinung Letzteres zielführender ist. Jedoch liegt für beide Konzepte kein einheitlicher Ansatz zur Ableitung von konkreten Werten vor und es besteht keine eindeutig begründete und einheitliche Konvention, welche Faktoren als Standortfaktoren einbezogen werden sollten und welche Standorte mit welchen Humusgehalten als typisch anzusehen sind.

Bisherige Ableitungen standorttypische Humusgehalte in Deutschland

Wie bereits erwähnt ist die einzige flächendeckende, bundesweite Auswertung zu ‚typischen Humusgehalten‘ die Studie von **Düwel et al. (2007b)**. Die abgeleiteten ‚typischen Gehalte organischer Substanz‘ in Oberböden bilden den Status quo der Humusgehalte in Deutschland ab. Die Datengrundlage bildete das Fachinformationssystem Boden (FISBo) der Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe (BGR) mit 8.966 Standorten. Die Daten wurden im Zeitraum 1963 bis 2004 erhoben. In Abhängigkeit von Klimaregion, Bodenausgangsgestein und Nutzung wurden die Standorte in 79 Straten eingeteilt. Die Humusgehalte wurden in Humusklassen nach KA5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005) umgerechnet und Straten mit mehr als zehn Profilen hinsichtlich der relativen Häufigkeit der Humusklassen ausgewertet. Für jedes Stratum wurde die Humusklasse ausgewiesen, die am häufigsten vorgefunden wurde und flächendeckend als Karte dargestellt. Durch die Verwendung von Humusklassen kann diese Studie jedoch nur für eine grobe Einordnung von Humusgehalten hilfreich sein.

In einem Forschungsprojekt mit dem Ziel der ‚Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG‘ leiteten **Wessolek et al. (2008)** einen Schätzrahmen für C_{org} -Gehalte von Ackerböden ab. In Abhängigkeit von Bodenart, Düngung und klimatischer Wasserbilanz wurden mittlere C_{org} -Gehalte angegeben. Die Datengrundlage bildeten die Ergebnisse aus 16 Dauerversuchen zur Wirkung der Düngung auf den C_{org} -Gehalt im Boden. Es zeigten sich teils unerwartete, gegenläufige Trends der C_{org} -Gehalte der einzelnen Hauptbodenarten in Abhängigkeit der klimatischen Wasserbilanz. Daraus folgerten Wessolek et al. (2008), dass die Datengrundlage nicht ausreichend war, um standorttypische Humusgehalte zuverlässig ableiten zu können. Die Ableitung von Optimalgehalten von Humus war aufgrund fehlender quantitativer Beziehungen zwischen Humusgehalten und ihren Funktionen nicht möglich.

Auf Bundeslandebene liegen standorttypische Humusgehalte lediglich für **Bayern** vor (**Capriel, 2010**). Für die Auswertungen wurden in den Jahren 2001 bis 2008 375 konventionell und 79 ökologisch bewirtschaftete Ackerschläge beprobt, analysiert und die Parameter in einer Humusdatenbank hinterlegt. Basierend auf diesen Daten wurden für acht Klassen, die in Abhängigkeit von Bodenart und Höhenlage gebildet wurden, standorttypische Humusgehalte ausgewiesen. Die standorttypischen Humusgehalte bilden hierbei den *Status quo* der Humusgehalte ab und wurden als Wertebereiche ausgewiesen. Um sehr niedrige und sehr hohe Werte zu eliminieren, wurden jeweils das 12,5 % und das 87,5 % Quantil berechnet und die Wertebereiche zwischen diesen Quantilen als standorttypische Humusgehalte ausgewiesen.

Neben regionalen Studien zu Humusgehalten landwirtschaftlicher Böden gibt es jedoch eine Reihe von Untersuchungen, die auf überregionaler Ebene Humusgehaltswerte abgeleitet haben, die im Sinne eines *Status quo* Informationen zu standorttypischen Humusgehalten geben könnten. Eine bundeslandübergreifende Auswertung mit Schwerpunkt in Süd- und Mitteldeutschland wurde von **Ebertseder et al. (2010)** durchgeführt. Diese hatte zum Ziel standortspezifische Einflussfaktoren auf die Variabilität der Humusgehalte vor dem Hintergrund einer standortbezogenen

Humusbilanzierung zu untersuchen. Hierzu wurden Daten von 1.750 Standorten, die zum Zweck der Düngebedarfsermittlung erhoben wurden, ausgewertet. Es wurde der Einfluss der Bodenart, der Viehhaltung, der organischen Düngung im Probejahr sowie der Höhenlage untersucht. Neben den Untersuchungen zu den Einflussfaktoren wurden auch Mittelwerte, Median sowie Spannweiten von nach den untersuchten Faktoren unterteilten Klassen angegeben.

Für **Niedersachsen** werteten **Fortmann et al. (2012)** die Daten der Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) aus. Die BDF sind Bestandteil der Bodendauerbeobachtung, die jedes Bundesland unterhält (Fortmann et al., 2012). Fortmann et al. (2012) gaben auf Grundlage der BDF-Daten Vorräte an organischem Kohlenstoff in 0–100 cm Bodentiefe differenziert nach Landnutzungsart an. Auswertungen der BDF-Daten liegen auch für andere Bundesländer (u. a. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2015; Nерger et al., 2010) bzw. länderübergreifend (Huschek & Krengel, 2004; Marx et al., 2016) vor. **Marx et al. (2016)** übertrugen die Methode von Capriel (2010) auf Grundlage von BDF-Daten auf ganz Deutschland und wiesen C_{org} -Wertebereiche in Abhängigkeit der Höhenlage und Bodenart aus.

Für **Nordrhein-Westfalen** hatten **Preger et al. (2006)** das Ziel, anhand von Literaturwerten den aktuellen Status und die zeitliche Entwicklung der Humusgehalte von Ackerböden zu erfassen und zu bewerten. Die Studie konnte jedoch aufgrund fehlender Daten keine Aussagen zu standorttypischen Humusgehalten treffen. Stattdessen wurden auf Basis von Zeitreihen von Versuchsgütern und des Fachinformationssystems ‚Stoffliche Bodenbelastungen‘ Aussagen zur zeitlichen Entwicklung der Humusgehalte in Nordrhein-Westfalen getroffen.

König (2009) stellte für Nordrhein-Westfalen nach Regionen und Bodenarten aufgeteilte Humusgehalte flächendeckend als Karte dar. Grundlage dieser Auswertungen bildeten die der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) vorliegenden Daten. Darüber hinaus ist seit 2009 in Nordrhein-Westfalen ergänzend zur Bodendauerbeobachtung ein ‚Humusmonitoring‘ installiert. Hierzu werden jährlich 45 Ackerflächen hinsichtlich des Humusgehaltes und weiterer bodenkundlicher Parameter beprobt. Aufgenommen werden darüber hinaus Klima- und Bewirtschaftungsdaten (Hädicke, 2017). Als erste Ergebnisse wurden 2010 mittlere C_{org} -Gehalte verschiedener Regionen dargestellt (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2011).

Für **Baden-Württemberg** erstellte **Neufeldt (2005)** ein Inventar der C_{org} -Gehalte und -Vorräte landwirtschaftlich genutzter Flächen. Grundlage bildeten Boden-, Landnutzungs- und Klimadaten, abgeleitet aus der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200.000 (BÜK200), dem CORINE Land Cover Datensatz sowie aus Klimadaten des Deutschen Wetterdienstes. Auf Basis dieser Daten wurde eine Karte mit C_{org} -Gehalten und -Vorräten im Oberboden erstellt. Darüber hinaus wurden nach Landnutzungsart, Bodentyp und klimatischer Wasserbilanz differenzierte Werte abgeleitet. Ebenfalls für Baden-Württemberg ermittelten **Waldmann & Weinzierl (2014)** C_{org} -Gehalte und -Vorräte in Abhängigkeit von Bodentyp, Bodenart, Klima und Landnutzungsart. Sie werteten hierfür die Daten von 7.489 Standorten aus verschiedenen Quellen aus.

Eine ähnliche Auswertung wie Neufeldt (2005) erstellten **Grabe et al. (2003)** für **Sachsen-Anhalt**. Auf Basis der Bodenprofil-Datenbank für Sachsen-Anhalt (bestehend aus 3.600 Profilen) in Kombination mit der BÜK200 wurde die räumliche Verteilung der C_{org} -Vorräte abgeleitet und als Karte dargestellt. Untersucht wurde die Variation der C_{org} -Vorräte zwischen Bodenregionen sowie Bodentypen. **Körschens & Schulz (1999)** geben für grundwasserferne nordostdeutsche Standorte basierend auf 20 Dauerfeldversuchen mit langjährig gleichbleibender Bewirtschaftung Orientierungswerte („Sollwertbereiche“) für den Humusgehalt in der Ackerkrume in Abhängigkeit des Tongehaltes an. Diese Werte fanden unter anderem Eingang in die Veröffentlichung ‚Richtwerte für die Untersuchung und Beratung sowie zur fachlichen Umsetzung der Düngeverordnung‘ der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt (von Wulffen et al., 2008). Für **Hessen** wertete **Heyn (2013)** C_{org} -Gehalte in Abhängigkeit von Bodenart, Höhenlage bzw. Ackerzahl aus. Grundlage bildeten Daten aus den Jahren 1972 bis 1978. Eine zusammenfassende Darstellung gemittelter C_{org} -Gehalte und deren Schwankungsbreite für unterschiedliche Bundesländer differenziert nach Bodenarten erarbeiteten **Kolbe & Zimmer (2015)**.

2.2 Einfluss von Standortfaktoren und Flächenbewirtschaftung auf den Humusgehalt

Folgend werden Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren, die den Humusgehalt wesentlich beeinflussen, näher erläutert. Die Erläuterungen beschränken sich auf Einflussfaktoren, die im späteren Verlauf dieser Arbeit für die Ableitung standorttypischer Humusgehalte verwendet wurden (Kapitel 4.1) bzw. für den Vergleich zwischen standorttypischen Beprobungspunkten und nicht-standorttypischen Beprobungspunkten herangezogen wurden (Kapitel 4.3). Eine aktuelle, ausführliche Übersicht aller Einflussfaktoren geben unter anderem Wiesmeier et al. (2019).

Einfluss von Standortfaktoren auf den Humusgehalt

Die **klimalischen Bedingungen** – Temperatur und Niederschlag – beeinflussen sowohl den Eintrag organischer Substanz in den Boden (z.B. als Ernterückstände) als auch deren Mineralisation. Die Lufttemperatur ist hierbei eng mit der Bodentemperatur verknüpft und die Niederschlagshöhe mit der Bodenfeuchte (Burke et al., 1989; Jobbagy & Jackson, 2000). Auch wenn verschiedene Studien in Abhängigkeit von Umweltbedingungen, Stabilisierungsprozessen sowie der Molekülstruktur der organischen Substanz zu unterschiedlichen Ergebnissen hinsichtlich des Einflusses der Temperatur auf den Abbau organischer Substanz kommen (Conant et al., 2011; Davidson & Janssens, 2006; von Lützwow & Kögel-Knabner, 2009), legen Wiesmeier et al. (2019) dar, dass eine Vielzahl an Untersuchungen darauf hindeutet, dass es mit einer Erhöhung der Temperatur zu insgesamt zunehmenden Mineralisationsraten und folglich zu geringeren Humusgehalten kommen könnte. Auf der anderen Seite können höhere Temperaturen zu höheren Erträgen und folglich höheren Einträgen organischer Substanz in den Boden führen (Melillo et al., 2002). Auch höhere Niederschläge bedingen höhere Erträge und somit einen höheren Eintrag organischer Substanz in den Boden. Durch stärkere Verwitterung des Bodenausgangsmaterials unter humiden Bedingungen werden mehr Mineraloberflächen gebildet, die die Stabilisierung organischer Substanz fördern (Doetterl et al., 2015). Höhere Niederschläge bedingen eine erhöhte Bodenfeuchte. Dies kann zeitweise oder permanent zu anaeroben Verhältnissen und verlangsamten Mineralisationsraten führen. Außerdem fördern humide Bedingungen die Versauerung des Bodens und auch dies hat verlangsamte Mineralisationsraten zur Folge (Meier & Leuschner, 2010; Walse et al., 1998). Durch das Zusammenwirken von Temperatur und Niederschlag sind Humusgehalte allgemein am höchsten unter kalt humiden Bedingungen und am niedrigsten unter warmem und trockenem Klima (Burke et al., 1989; Jobbagy & Jackson, 2000).

Einer der Haupteinflussfaktoren auf den Humusgehalt ist die **Textur** eines Bodens. Feinkörnige Böden (hoher Ton- und Schluffanteil) haben unter ansonsten gleichen Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen höhere Humusgehalte als grobkörnige Böden (Hassink, 1994). In zahlreichen Studien wurde der lineare Zusammenhang zwischen dem Ton- und Schluffgehalt eines Bodens und dessen Humusgehalt nachgewiesen (u. a. Arrouays et al., 2006; Burke et al., 1989; Hassink, 1997; Übersicht in Wiesmeier et al., 2019). Durch ihre hohe spezifische Oberfläche sowie durch die stärkere Aggregation wird organische Substanz insbesondere durch Tonminerale stabilisiert und so vor mikrobiellem Abbau geschützt (Six et al., 2002; von Lützwow et al., 2006).

Darüber hinaus wird durch den Zusammenhang zwischen der Textur und dem Wasserhaushalt eines Bodens und daraus folgend der Sauerstoffversorgung und Bodentemperatur der mikrobielle Abbau durch die Textur beeinflusst.

Hoch anstehendes **Grundwasser** kann zu erhöhten Humusgehalten führen. Durch zeitweise oder permanent anaerobe Verhältnisse bei wassergefülltem Porenraum kommt es zu einer Verminderung der Mineralisation (Wiesmeier et al., 2012).

Wie bereits im Zusammenhang mit dem Einfluss der Niederschlagshöhe auf den Humusgehalt erwähnt, führt ein niedriger **pH-Wert** zu verringerten Mineralisationsraten und folglich zu erhöhten Humusgehalten. Eine Rolle spielt hier neben der Aktivität der Mikroorganismen auch die Verschiebung der mikrobiellen Gemeinschaft von bakteriendominierten Gemeinschaften in Richtung pilzdominierter Gemeinschaften mit einer Verringerung des pH-Wertes (Rousk et al., 2009; Six et al., 2006). Auf der anderen Seite steigen mit höheren pH-Werten (beispielsweise durch Kalkung) die Erträge landwirtschaftlicher Flächen und durch den folglich höheren Eintrag organischer Substanz in den Boden kann der Humusgehalt steigen (Haynes & Naidu, 1998). Außerdem führen höhere pH-Werte zu einer Verbesserung der Bodenstruktur (Blume et al., 2010), dies kann eine bessere Stabilisierung und steigende Humusgehalte zur Folge haben (Haynes & Naidu, 1998; O'Brien et al., 2015). Paradelo et al. (2015) folgern aus ihrer Metaanalyse, dass eine Erhöhung des pH-Wertes durch Kalkung meist zu erhöhten C_{org} -Vorräten führt.

Auch das **C_{org}/N_t -Verhältnis des Bodens** (im Folgenden als C/N-Verhältnis bezeichnet) beeinflusst die Zusammensetzung und Aktivität der mikrobiellen Gemeinschaft im Boden und dadurch die Mineralisierung und Stabilisierung organischer Substanz. Um ihren physiologischen Stickstoffbedarf zu decken, bevorzugen Mikroorganismen im Allgemeinen frisches organisches Material mit engem C/N-Verhältnis. Je enger folglich das C/N-Verhältnis des Bodens desto höher die Mineralisationsrate (Wardle, 1992). Definierte Grenzwerte für C/N-Verhältnisse des Bodens, ab welchen der mikrobielle Abbau gehemmt ist bzw. wann er optimal ist, gibt es nicht. Blume et al. (2010) und Ottow (2011) sprechen ab einem C/N-Verhältnis der organischen Bodensubstanz weiter als 25 von verminderter mikrobieller Aktivität. Springob & Kirchmann (2003) und Thomsen et al. (2008) folgerten aus ihren Untersuchungen, dass bei einem C/N-Verhältnis enger als circa 10 die Mineralisationsgeschwindigkeit organischer Substanz stabil ist und einem C/N-Verhältnis weiter als circa 15 die Mineralisation deutlich verringert ist. Dass ab einem C/N-Verhältnis weiter als 15 die Mineralisation deutlich langsamer abläuft, beobachtete bereits Van Dijk (1968), und schlug deshalb ein C/N-Verhältnis der organischen Bodensubstanz von 15 als Grenze vor, um Böden mit hoher Stickstofffreisetzung (durch die Mineralisierung organischer Substanz) von Böden mit geringer Stickstofffreisetzung zu trennen.

Einfluss der Flächenbewirtschaftung auf den Humusgehalt

Der Humusgehalt eines Bodens wird stark von der Landnutzungsart beeinflusst. Für die landwirtschaftliche Nutzung sind die Humusgehalte unter Dauergrünland in der Regel höher als unter Ackernutzung (Guo & Gifford, 2002; Poeplau et al., 2011; Post & Kwon, 2000). Dies ist zum einen auf einen höheren C_{org} -Eintrag aufgrund der ganzjährigen Begrünung, langen Wachstumsphase und meist organischen Düngung, zum anderen auf die verlangsamte Mineralisation aufgrund verringerter oder ausbleibender Bodenbearbeitung zurückzuführen. Darüber hinaus wird dadurch, dass der C_{org} -Eintrag durch Wurzeln unter Grünlandnutzung höher ist und sich aufgrund höherer Regenwurmaktivität vermehrt Ton-Humuskomplexe bilden, die organische Substanz in stabileren Formen gespeichert. Auch dies führt zu verlangsamter Mineralisation. Durch die ganzjährige Bodenbedeckung wird zudem der Bodenabtrag durch Erosion verringert. Hinzuzufügen ist die bereits erläuterte Verknüpfung zwischen Landnutzungsart und Standortfaktoren (s. Kapitel 2.1), die ebenfalls zu unterschiedlichen Humusgehalten zwischen Acker- und Grünlandstandorten führen kann.

Auch die **historische Landnutzung** eines Standortes ist für den aktuellen Humusgehalt von großer Bedeutung (Jacobs et al., 2018; Vos et al., 2018). Ackerflächen, die in der Vergangenheit als Grünland genutzt wurden, haben höhere Humusgehalte als dauerhaft als Acker genutzte Standorte. Nach Poeplau et al. (2011) stellt sich ein neues Fließgleichgewicht im Mittel 17 Jahre nach einer Landnutzungsänderung von Grünland zu Acker ein. Bei einer umgekehrten Landnutzungsänderung – von Acker zu Grünland – ist nach Poeplau et al. (2011) auch 120 Jahre nach der Landnutzungsänderung kein neues Fließgleichgewicht erreicht. Dies konnte auch durch Auswertungen der BZE-LW bestätigt werden. Grünlandflächen mit einer Vornutzung als Acker hatten, auch wenn diese Vornutzung bereits mehr als 100 Jahre zurücklag, geringere Humusgehalte als Standorte ohne Ackervornutzung (Jacobs et al., 2018). Neben einer Landnutzungsänderung von Acker zu Grünland bzw. von Grünland zu Acker beeinflusst auch eine Vornutzung als Heide oder eine Moorvergangenheit die aktuellen Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Flächen und führen in der Regel zu erhöhten Humusgehalten (Jacobs et al., 2018; Sleutel et al., 2011; Springob et al., 2001).

Die **Entwässerung** hydromorpher Böden durch das Anlegen von Drainagen und Entwässerungsgräben hat besonders in Böden, in denen sich durch anhaltende Wassersättigung sehr hohe C_{org} -Gehalte gebildet haben, maßgeblichen Einfluss auf die Entwicklung der organischen Bodensubstanz (Van Wesemael et al., 2010). Besonders deutlich wird das bei entwässerten Moorböden und moorähnlichen Böden, in denen jährlich große Mengen an C_{org} verloren gehen (Tiemeyer et al., 2020). Entscheidend für diese Verluste ist die Belüftung der hydromorphen Bodenhorizonte durch die Absenkung des Wasserstands. Dies beschleunigt die Mineralisation der organischen Bodensubstanz.

Gattinger et al. (2012) folgerten aus einer Metaanalyse von 74 Studien, dass Standorte unter **ökologischem Landbau** im Vergleich zu Standorten unter konventionellem Landbau erhöhte Humusgehalte haben. Hauptursachen sind nach Gattinger et al. (2012), neben Standortunterschieden, der externe C_{org} -Eintrag, insbesondere durch organische Düngemittel und vielfältigere Fruchtfolgen, die oft Leguminosen und mehrjähriges Klee gras enthalten. Dies bestätigen unter anderen auch die Ergebnisse von Fließbach et al. (2007), die ebenfalls den starken Einfluss der Quantität und Qualität der organischen Dünger auf den Humusgehalt und auf weitere biologische Bodeneigenschaften belegten. Insbesondere die mikrobielle Biomasse war in ihren Auswertungen bei ökologischem Landbau im Vergleich zu konventionellem Landbau höher. Auch Mäder et al. (2012) berichten trotz geringerer Erträge unter ökologischem Landbau eine erhöhte mikrobielle Biomasse sowie eine erhöhte mikrobielle Diversität im Vergleich zu konventionellen Landbau. Die mikrobielle Biomasse wiederum ist positiv mit dem Humusgehalt korreliert und trägt sowohl zur Mineralisierung, also auch zur Stabilisierung organischer Bodensubstanz bei (Wardle, 1992; Wiesmeier et al., 2019). Darüber hinaus zeigten Don et al. (2017), dass auch die mikrobielle Diversität einen Einfluss auf die Umsatzprozesse organischen Bodenkohlenstoffs hat.

Reduzierte, nicht-wendende **Bodenbearbeitung** führt im Vergleich zu konventioneller Bodenbearbeitung mit dem Pflug zu einer Verbesserung der Bodenstruktur, einer Erhöhung der mikrobiellen Aktivität und zur Verminderung der Erosionsgefährdung. Begründet ist dies durch eine höhere Bodenbedeckung mit Pflanzenrückständen sowie eine verminderte Bodenstörung bei reduzierter Bodenbearbeitung (Tebrügge & Düring, 1999). Reduzierte Bodenbearbeitung wurde deshalb im Allgemeinen als Mittel zur Erhöhung des Humusgehaltes angesehen (Lal, 2004; West & Post, 2002). Neuere Untersuchungen stellten allerdings fest, dass der Effekt reduzierter Bodenbearbeitung auf den Humusvorrat vielfach überschätzt wurde (Govaerts et al., 2009; Hermle et al., 2008; Powlson et al., 2014). Während es im Oberboden bei reduzierter Bodenbearbeitung zu einer Erhöhung des Humusgehaltes kommt, nehmen die Gehalte im Unterboden ab. Es ändert sich lediglich die Tiefenverteilung der Humusgehalte (Baker et al., 2007; Luo et al., 2010).

Weiterhin beeinflussen die Höhe und Art der Düngung und Kalkung (Haynes & Naidu, 1998) sowie die Fruchtfolge (Körschens et al., 2005; Poeplau & Don, 2015) den Humusgehalt. Ein wichtiger Einflussfaktor ist hierbei, dass diese Bewirtschaftungsfaktoren direkt (Eintrag durch organische Düngung) oder indirekt über die Höhe der Erträge (Qualität und Quantität der Ernte- und Wurzelreste) die **Zufuhr an organischer Substanz** (C_{org} -Eintrag) in den Boden steuern.

3 Material und Methoden

3.1 Datengrundlage

Grundlage dieser Arbeit war der Datensatz der BZE-LW mit Stand vom September 2018. Von den im Rahmen der BZE-LW insgesamt beprobten 3.104 Punkten lagen zu diesem Zeitpunkt 3.078 Beprobungspunkte vor. Aus dem Datensatz wurden 105 Beprobungspunkte, bei denen die später gewählten Stratifizierungsfaktoren ‚Landnutzungsart‘ und bei mineralischen Böden ‚Textur‘ nicht gesichert bestimmt waren, entfernt. Somit ergaben sich 2.973 vollständige Beprobungspunkte für die Ableitung standorttypischer Humusgehalte.

Parameter und Bestimmungsmethoden

Im Rahmen der BZE-LW wurden deutschlandweit landwirtschaftlich genutzte Flächen in einem systematischen Raster von 8 x 8 km untersucht. An jedem Beprobungspunkt fand eine bodenkundliche Profilsprache nach Bodenkundlicher Kartieranleitung in 5. Auflage (KA5) (Ad-hoc-AG Boden, 2005) sowie eine Entnahme gestörter Mischproben und volumengerechter Proben statt. Die Probenahmen auf Ackerflächen wurden überwiegend außerhalb der Vegetationsperiode im Herbst nach der Ernte, im Winter oder im zeitigen Frühjahr durchgeführt. Standorte unter Dauergrünlandnutzung wurden ganzjährig beprobt. Die Proben wurden im Labor getrocknet, in Anlehnung an DIN ISO 11464:1994 weiter aufbereitet und auf bodenphysikalische und -chemische Parameter analysiert. Die bodenkundlichen Geländearbeiten starteten 2011 und wurden 2017 weitestgehend abgeschlossen. Die Laboranalysen wurden zeitgleich durchgeführt. Details zu den Methoden BZE-LW finden sich in Jacobs et al. (2018).

Neben den Gelände- und Laborwerten wurden nutzungs- und bewirtschaftungsabhängige Einflussgrößen auf den C_{org} -Vorrat im Boden für jeden Beprobungspunkt erfasst. Hierzu stellten die Flächenbewirtschafter über einen Fragebogen Informationen zur Betriebsstruktur und Flächenbewirtschaftung der letzten zehn Jahre vor der Beprobung zur Verfügung. Auf Grundlage der Angaben im Fragebogen zu angebauten Haupt- und Zwischenfrüchten, sowie zu ausgebrachten organischen Düngemitteln und weidenden Tieren wurde im Rahmen der BZE-LW der mittlere jährliche C_{org} -Eintrag in den Boden berechnet (Jacobs et al., 2018). Durch Multiplikation mit Humusreproduktionsfaktoren konnte darüber hinaus die mittlere jährliche Humus-C-Reproduktion abgeleitet werden. Die Humusreproduktionsfaktoren wurden auf Grundlage der unterschiedlichen Humusreproduktionsleistung verschiedener Dünger und Erntereste nach VDLUFA (Ebertseder et al., 2014) sowie auf Grundlage darüber hinaus getroffener Annahmen, insbesondere zur Reproduktionsleistung von Wurzeln berechnet. Sie erlauben eine Einschätzung des langfristig zum Humusaufbau beitragenden Anteils des C_{org} -Eintrages (Jacobs et al., 2018).

Auch abgefragt wurde die Landnutzungsgeschichte in den letzten Jahrzehnten und Jahrhunderten, etwa eine Vornutzung als Wald oder Heidefläche. Ergänzt wurden diese historischen Landnutzungsdaten im Rahmen der BZE-LW durch eine Recherche historischer Karten speziell für das Land Niedersachsen. Hierzu wurden in Karten der Jahre 1760 bis 1990 die damalige Landnutzungsart der Beprobungspunkte ermittelt (Jacobs et al., 2018).

Für jeden Beprobungspunkt standen somit neben Koordinaten und Höhenlage auch Parameter aus der Profilaufnahme, den Laboranalysen und dem Fragebogen der BZE-LW zur Verfügung. Alle Parameter waren über ein internes Datenbanksystem abrufbar. Darüber hinaus wurden für diese Arbeit Jahresmitteltemperatur und Jahresgesamtniederschlag aus den Rasterdaten mit einer Auflösung von 1 x 1 km des Deutschen Wetterdienstes (DWD) extrahiert (DWD 2018). Eine Übersicht aller in dieser Arbeit verwendeten Parameter der BZE-LW sowie der angewandten Bestimmungsmethoden ist in Tabelle 1 zu finden.

Betrachtungstiefe

Betrachtungsgegenstand dieser Arbeit ist nur der Oberboden. Nach KA5 ist ‚Oberboden‘ definiert als „oberer Teil des Mineralbodens, der einen der jeweiligen Bodenbildung entsprechenden Anteil an Humus und Bodenorganismen enthält und der sich meist durch dunklere Bodenfarbe vom Unterboden abhebt“ (Ad-hoc-AG Boden, 2005). Dies sind in der Regel A- und O-Horizonte (Ad-hoc-AG Boden, 2005). Die Mächtigkeit des Oberbodens ist hiernach abhängig von der Horizontmächtigkeit.

Um Beprobungspunkte untereinander vergleichen zu können und von der Nutzung (beispielsweise durch Pflughorizonte) unabhängige standorttypische Humusgehalte ausweisen zu können, wurde für diese Arbeit folgende von der Horizontbezeichnung unabhängige Definition für ‚Oberboden‘ gewählt:

- 0–30 cm für Acker, Grünland-Wechselwirtschaft und Sonderkulturen
- 0–10 cm für Dauergrünland

Hierbei handelt es sich um die üblichen Beprobungstiefen für Bodenuntersuchungen in der Landwirtschaft (u. a. $N_{\min}$ -Beprobungen auf Ackerflächen). Darüber hinaus sind die Betrachtungstiefen deckungsgleich mit den Auswertungen von Düwel et al. (2007b) zu typischen Gehalten an organischer Substanz.

Tabelle 1: Übersicht der für die Auswertungen ausgewählten Parameter, ihrer Quellen und Bestimmungsmethoden

Parameter	Einheit/Ausprägung	Datenquelle	Bestimmung/ Referenz
Organischer Kohlenstoff (C_{org})	Masse-%	BZE-LW Labor	DIN ISO 10694:1995
Gesamtstickstoff (N_t)	Masse-%	BZE-LW Labor	DIN EN 16168:2012
C/N-Verhältnis	/	BZE-LW Labor	Berechnung C_{org} / N_t
Textur	Masse-%	BZE-LW Labor	DIN ISO 11277
pH-Wert	Mol L ⁻¹	BZE-LW Labor	Bestimmung in CaCl ₂ ; DIN ISO 10390, verändert
Feinbodenvorrat	t ha ⁻¹	BZE-LW Labor	HFA A2.8, verändert
Landnutzungsart	Acker/ Dauergrünland/ Grünland- Wechselwirtschaft/ Sonderkultur	BZE-LW Fragebogen	/
ökologischer Landbau	Ja/Nein	BZE-LW Fragebogen	/
Bodenbearbeitung	Konventionell/ Konservierend/ Direktsaat (+ zeitliche Angabe)	BZE-LW Fragebogen	/
Mittlerer jährlicher C_{org} - Eintrag bzw. mittlere jährliche Humus-C-Reproduktion	t ha ⁻¹ a ⁻¹	BZE-LW Fragebogen	Berechnung auf Basis der Erträge angebauter Früchte, der organischen Düngung und dem Viehbesatz
Historische Landnutzung als Heide/Moor oder Landnutzungsänderung	Ja/Nein (+ zeitliche Angabe, wie lange die historische Landnutzung zurückliegt bzw. wann die Landnutzungsänderung stattfand)	BZE-LW Fragebogen; historische Karten	Zusammenfassung von Fragebogenangaben zur Fruchtfolge und Landnutzungsart der letzten 10 Jahre, von Angaben zur historischen Landnutzung und von Information der Kartenrecherche
Grundwasserstufe (GWS)	0 bis GWS 6	BZE-LW Profil- aufnahme	bodenkundliche Profilansprache nach KA5 (Feld 53a)
Jahresgesamtniederschlag	mm a ⁻¹	DWD Datenraster (1*1 km)	Gemittelte Werte der Jahre 1990-2015; bei nicht vorhanden Werten wurden die Werte in einem Umkreis von 15 Kilometern gemittelt
Jahresmitteltemperatur	°C	DWD Datenraster (1*1 km)	siehe Jahresgesamt- niederschlag

Mittelung der Laborwerte

Die bodenkundliche Probenahme der BZE-LW erfolgte in den Tiefenstufen 0–10 cm, 10–30 cm, 30–50 cm, 50–70 cm und 70–100 cm. Wenn die Horizontgrenzen > 4 cm von diesen Tiefenstufengrenzen abwichen, wurden zusätzlich horizontexakte Proben entnommen.

Die C_{org} -Gehalte des Oberbodens wurden für diese Arbeit massegewichtet gemittelt, wenn innerhalb der Betrachtungstiefen 0–30 cm (Acker, Grünland-Wechselwirtschaft, Sonderkulturen) bzw. 0 – 10 cm (Dauergrünland) weitere Horizonte auskartiert und separat beprobt waren. Hierzu wurde der Feinbodenvorrat mit dem C_{org} -Gehalt multipliziert, um den Bodenkohlenstoffvorrat pro Tiefenstufe bzw. Horizont zu erhalten. Der C_{org} -Gehalt, gemittelt für die Betrachtungstiefe, wurde auf Basis dieser Kenngrößen mittels nachfolgender Gleichung (1) berechnet.

$$C_{org\text{ Betrachtungstiefe}} [\text{Masse-}\%] = \sum_{i=1}^{\text{Untergrenze Betrachtungstiefe}} \frac{C_{org\,i} [\text{t ha}^{-1}]}{FBV_i [\text{t ha}^{-1}]} \times 100 \quad (1)$$

mit:

$C_{org\text{ Betrachtungstiefe}} [\text{Masse-}\%]$ = Gehalt an organischem Kohlenstoff der Betrachtungstiefe

$C_{org\,i} [\text{t ha}^{-1}]$ = Bodenkohlenstoffvorrat der Tiefenstufe/des Horizonts

$FBV_i [\text{t ha}^{-1}]$ = Feinbodenvorrat der Tiefenstufe/des Horizonts

Die weiteren Laborwerte (N_t , Textur, pH-Wert) wurden nach dem gleichen Prinzip massegewichtet gemittelt. Der pH-Wert wurde hierfür zunächst delogarithmiert und anschließend erneut logarithmiert.

Für alle Berechnungen und Darstellungen wurde mit dem C_{org} -Gehalt gearbeitet. In einem letzten Schritt wurden die standorttypischen C_{org} -Gehalte über Multiplikation mit dem Faktor 1,72 (Umrechnungsfaktor für Mineralböden; Ad-hoc-AG Boden, 2005) in Humusgehalte umgerechnet. Sowohl C_{org} -Gehalte als auch Humusgehalte stehen dabei für den Anteil der abgestorbenen organischen Substanz eines Bodens.

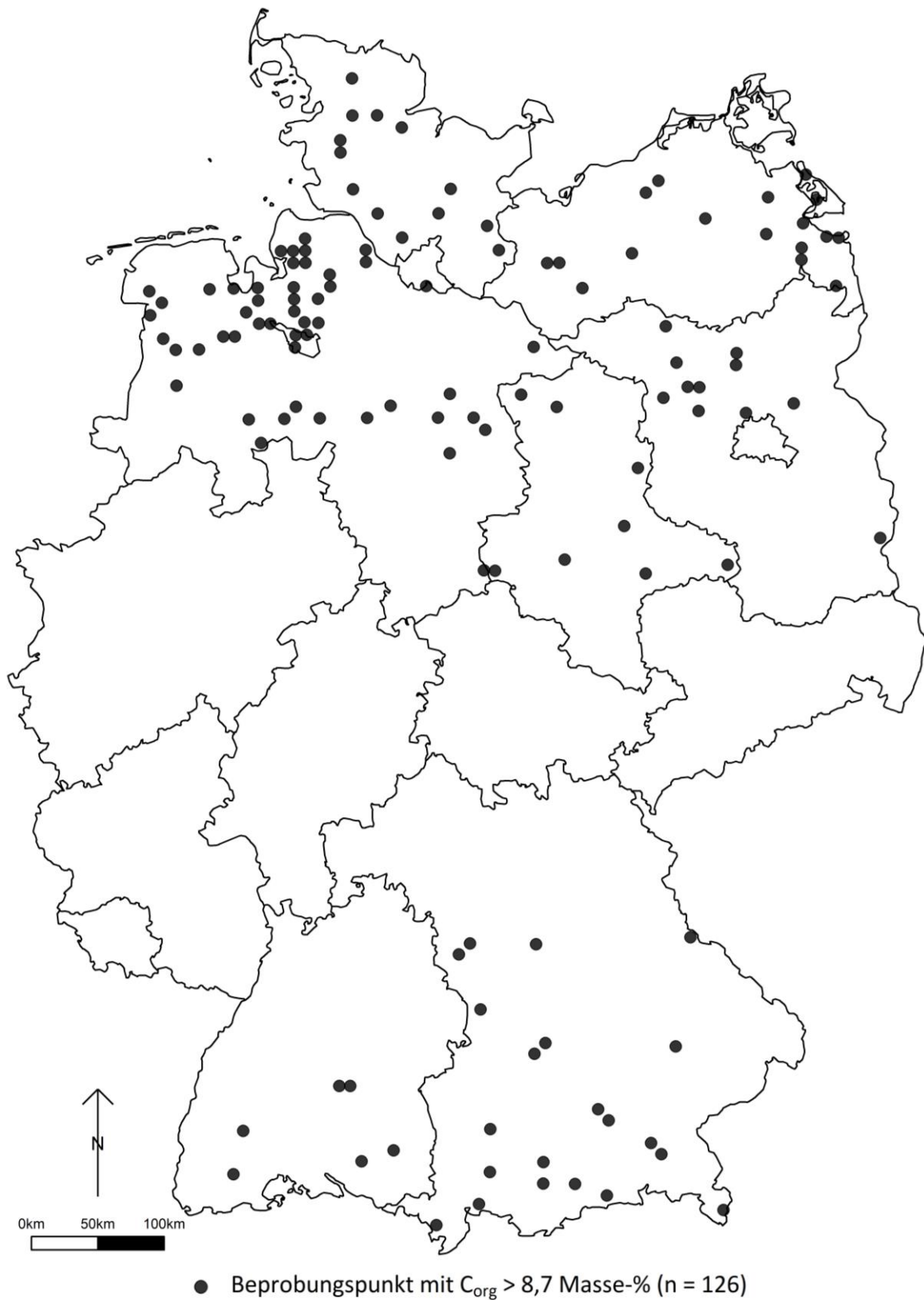
3.2 Stratifizierung der Standorte

3.2.1 Abgrenzung Moor- und moorähnlicher Böden

Bei Moorböden und auch bei deren Übergangs- bzw. Degradationsstadien werden der Aufbau und der Abbau organischer Bodensubstanz durch andere Prozesse gesteuert als bei Mineralböden. Während bei mineralischen Böden Standortfaktoren, wie die Bodenart, die Kohlenstoffdynamik beeinflusst (s. Kapitel 0), wird diese bei Moor- und moorähnlichen Böden vor allem durch den Wasserhaushalt gesteuert. Durch die im wassergefüllten anoxischen Milieu gehemmten Abbauprozesse wird die Zersetzung der am Standort abgestorbenen Biomasse stark verlangsamt und es kommt zur Akkumulation organischer Substanz. Diese wird in Form von Torf gespeichert und bildet das Ausgangssubstrat und den Hauptbestandteil von Mooren (Succow & Joosten, 2001). Standorttypische Humusgehalte von Mooren und moorähnlichen Böden müssten dementsprechend in Abhängigkeit anderer Standortfaktoren abgeleitet werden als die Humusgehalte mineralischer Böden. Zudem sind entwässerte Moorböden und moorähnliche Böden starke Quellen für das Treibhausgas CO₂ und weit entfernt von einem Fließgleichgewicht der organischen Bodensubstanz. Böden mit starker C_{org}-Anreicherung durch anhaltende Wassersättigung sind nicht Bestandteil dieser Arbeit und wurden deshalb in einem ersten Stratifizierungsschritt abgetrennt.

Moor- und moorähnlicher Böden wurden für diese Arbeit als Böden mit einem C_{org}-Gehalt > 8,7 % (gemittelt in 0–10 cm Beprobungstiefe für Dauergrünlandstandorte und in 0–30 cm für Ackerstandorte, Standorte mit Grünland-Wechselwirtschaft und Standorte mit Sonderkulturen) definiert. Der Grenzwert 8,7 % C_{org} entspricht 15 % organischer Substanz und trennt nach KA5 mineralische Böden von Anmooren (Ad-hoc-AG Boden, 2005). Diese Definition schließt somit sowohl Moore als auch deren Übergangs- bzw. Degradationsstadien ein. Im Gegensatz zur bodenkundlichen Einteilung nach KA5 wird die Mächtigkeit der organischen bzw. anmoorigen Horizonte nicht berücksichtigt.

Entsprechend dieser Definition sind 4,2 % bzw. 126 der BZE-LW Beprobungspunkte landwirtschaftlich genutzte Moorböden und moorähnliche Böden mit einem C_{org}-Gehalt > 8,7 Masse-% und wurden für die weiteren Analysen aus dem Datensatz entfernt. Die Beprobungspunkte befinden sich überwiegend in den moorreichen Regionen im Norden und Süden Deutschlands (Karte 1).

**Karte 1:**

Moor- und moorähnliche Böden: Lage der Beprobungspunkte der Bodenzustands-erhebung Landwirtschaft mit einem Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff (C_{org}) $> 8,7$ Masse-% (gemittelt über 0–10 cm Beprobungstiefe für Grünlandstandorte und über 0–30 cm für Ackerstandorte und Standorte mit Grünland-Wechselwirtschaft)

3.2.2 Faktorenauswahl und Reihenfolge der Stratifizierung

Für die Ausweisung standorttypischer Humusgehalte wurden die Standorte weiter nach Standortfaktoren, die den Humusgehalt beeinflussen, stratifiziert. Die Auswahl der Stratifizierungsfaktoren basierte, neben Fachwissen über den Einfluss von Standortfaktoren auf den C_{org} -Gehalt (s. Kapitel 2.2), auf Grundlage einer mit dem BZE-LW Datensatz durchgeführten Untersuchung zu den Einflussgrößen auf den C_{org} -Vorrat auf nationaler Ebene (Jacobs et al., 2018; Vos et al., 2019). Für die vorliegende Arbeit wurde zwischen Standortfaktoren (Bodeneigenschaften, Ausgangsgestein, Klima, etc.) und Bewirtschaftungsfaktoren (Düngung, Bodenbearbeitung, Fruchtfolge, etc.) unterschieden und nur erstere für die Ableitung standorttypischer Humusgehalte berücksichtigt. Da die Landnutzungsart nach Jacobs et al. (2018) der wichtigste Einflussfaktor auf den C_{org} -Vorrat im Oberboden und eng mit den Standortfaktoren verknüpft ist (s. Kapitel 2.1), wurde diese ebenfalls berücksichtigt. Die Variabilität des C_{org} -Vorrates in den Betrachtungstiefen dieser Arbeit (0–10 cm bzw. 0–30 cm) wird nach Jacobs et al. (2018) und Vos et al. (2019) maßgeblich durch folgende Standortfaktoren erklärt:

- Landnutzungsart
- Textur (insbesondere Tongehalt)
- Jahresgesamtniederschlag
- Grundwasserstufe
- pH-Wert

Als weiterer Stratifizierungsfaktor wurde das C/N-Verhältnis des Bodens aufgenommen. Untersuchungen von Overesch (2007), Sleutel et al. (2006), Springob et al. (2001) und Springob & Kirchmann (2002) zeigen, dass in es in verschiedenen nordwesteuropäischen Regionen Böden gibt, die trotz ihres hohen Sand- und geringen Tongehaltes sehr hohe C_{org} -Gehalte aufweisen. Overesch (2007), Sleutel et al. (2008), Sleutel et al. (2010) und Springob & Kirchmann (2010) führen die hohen C_{org} -Gehalte dieser Standorte auf eine historische Landnutzung als Heide mit schwer Abbaubarem Pflanzenmaterial oder auf Plaggenwirtschaft zurück. Dies führt zu einer Anreicherung organischen Bodenkohlenstoffs, der über Jahrzehnte bis Jahrhunderte stabil im Boden gespeichert ist. Auch im Rahmen der Auswertungen der BZE-LW wurden diese sogenannten schwarz-humosen Sande (englisch: *black sands*) identifiziert und aufgrund ihrer besonderen C_{org} -Dynamik genauer analysiert (Jacobs et al., 2018; Vos et al., 2018). Zur Entstehungsgeschichte führen Jacobs et al. (2018) auf, dass neben einer historischen Landnutzung als Heide auch eine Moorvergangenheit ursächlich für die Bildung schwarz-humoser Sande sein kann; die genaue Entstehungsgeschichte aber noch nicht eindeutig geklärt ist.

Aufgrund dieser Besonderheiten schwarz-humoser Sande, insbesondere, dass der Standortfaktor Textur hier einen entgegengesetzten Prognosewert hat (entgegen des erwarteten Trends hatten die Böden mit geringen Tongehalten hohe C_{org} -Gehalte), muss bei der Ableitung standorttypischer Humusgehalte berücksichtigt werden, dass diese Sonderstandorte die Beziehung zwischen der

Bodentextur und dem Humusgehalt erheblich stören können. Weiterhin legen die Zusammenhänge nahe, dass diese „schwarz-humosen Sande“ im Kontext der standorttypischer Humusgehalte als gesonderte Klasse bewertet werden sollten. Begründet durch die historische Landnutzung als Heide bzw. die Moorvergangenheit und der damit verbundenen Vegetation (insbesondere *Calluna vulgaris* L.) haben schwarz-humose Sande vergleichsweise sehr weite C/N-Verhältnisse (Certini et al., 2015; Rowe et al., 2006). Das C/N-Verhältnis eignet sich deshalb gut, um diese sandigen Standorte als Klasse abzutrennen.

Der Zusammenhang zwischen dem C_{org} -Gehalt und dem Stratifizierungsfaktor wurde jeweils vorab mithilfe eines Streudiagramms und des Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten (Spearman, 1904) überprüft. Eine Stratifizierung erfolgte nur, wenn ein signifikanter Zusammenhang gegeben war. Wird im Folgenden von signifikanten Unterschieden gesprochen, beziehen sich diese auf das Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$. Die verschiedenen Signifikanzniveaus wurden folgendermaßen dargestellt:

- $p < 0,05 = *$
- $p < 0,01 = **$
- $p < 0,001 = ***$

Da der Rangkorrelationskoeffizient stark von einzelnen Ausreißern und der Stichprobenanzahl abhängt, wurde hier von Fall zu Fall entschieden, ob der Zusammenhang eine Stratifizierung rechtfertigt.

Je nachdem in welcher Reihenfolge die Stratifizierung erfolgt, waren die Zusammenhänge zwischen dem Stratifizierungsfaktor und dem C_{org} -Gehalt unterschiedlich deutlich. Deshalb wurden diese auf unterschiedlichen Stufen der Stratifizierung geprüft. Die Stratifizierung erfolgte auf der Stufe mit den höchsten Rangkorrelationskoeffizienten und somit dem größten Einfluss des Stratifizierungsfaktors auf den C_{org} -Gehalt. Lediglich für ‚Landnutzungsart‘ und ‚Textur‘, als wichtigste Einflussfaktoren auf die Variabilität des C_{org} -Vorrates (Vos et al., 2019), wurde die Reihenfolge nicht noch einmal hinsichtlich der Stärke des Einflusses getestet, sondern es wurden direkt zu Anfang Klassen gebildet.

3.2.3 Klassenbildung

Bei den diskreten Stratifizierungsfaktoren ‚Landnutzungsart‘ und ‚Grundwasserstufe‘ wurden die Klassen nach den vorgegebenen Ausprägungen (4 Klassen für ‚Landnutzungsart‘ und 7 Klassen für ‚Grundwasserstufe‘) gebildet (vgl. Kapitel 4.1.1).

Für die Klassenbildung kontinuierlicher Variablen wurde ein automatisierter Algorithmus entwickelt. Dieser variiert für jede bereits nach anderen Standortfaktoren eingeteilte Klasse schrittweise eine neue Klassengrenze, und teilt die Grundgesamtheit dadurch in je zwei neue Klassen (oberhalb bzw. unterhalb der Klassengrenze) auf. Für jede der zwei Klassen wird anschließend das 12,5 % Quantil und das 87,5 % Quantil, die später als Ober- bzw. Untergrenze des Wertebereiches gesetzt wurden (s. Kapitel 3.3), berechnet, und dargestellt. Ziel war es standorttypische Wertebereiche für C_{org} - bzw. Humusgehalte auszuweisen, die sich möglichst deutlich zwischen den Klassen unterscheiden und die gleichzeitig möglichst klein sind. Um die Klassengrenze dahingehend zu optimieren, dass die Wertebereiche sich deutlich zwischen den Klassen unterscheiden, wurden die Differenzen sowohl zwischen den Ober- als auch zwischen den Untergrenzen der zwei Klassen berechnet und addiert. Und um die Klassengrenze hinsichtlich möglichst kleiner Wertebereiche optimal festzulegen, wurden die Wertebereiche beider gebildeten Klassen addiert. Hieraus ergeben sich nachfolgende Gleichung (2) für die aufaddierten Differenzen ($Differenzen_{addiert}$) und Gleichung (3) für die aufaddierten Wertebereiche ($Wertebereiche_{addiert}$).

$$Wertebereiche_{addiert} = (OG_{Klasse\ 1} - UG_{Klasse\ 1}) + (OG_{Klasse\ 2} - UG_{Klasse\ 2}) \quad (2)$$

$$Differenzen_{addiert} = (UG_{Klasse\ 1} - UG_{Klasse\ 2}) + (OG_{Klasse\ 1} - OG_{Klasse\ 2}) \quad (3)$$

mit:

UG = Untergrenze der Klasse; entspricht dem 12,5 % Quantil

OG = Obergrenze der Klasse; entspricht dem 87,5 % Quantil

Die aufaddierten Wertebereiche sowie die aufaddierten Differenzen wurden für jede schrittweise festgelegte Klassengrenze berechnet und visualisiert. Die Klassengrenzen wurden für jede bereits nach anderen Faktoren eingeteilte Klasse auf Grundlage dieser Visualisierungen festgelegt. Zur optimalen Klassenbildung wurden dabei folgende Kriterien herangezogen:

- (1) Die Differenz ($\text{Differenzen}_{\text{addiert}}$) zwischen den Klassen und somit die Unterschiede zwischen den Klassen soll möglichst groß sein.
- (2) Die Wertebereiche ($\text{Wertebereiche}_{\text{addiert}}$) der Klassen und somit die Variabilität innerhalb der Klassen soll möglichst klein sein.
- (3) Um eine für Deutschland relevante Anzahl an Standorten zu haben sowie eine ausreichende statistische Sicherheit zu gewährleisten, soll eine Klasse mindestens 20 Beprobungspunkte (entsprechend 0,6 % der landwirtschaftlichen Fläche) enthalten.
- (4) Sollten sich Klassen nicht durch obige Kriterien deutlich abgrenzen lassen, sollen diese hinsichtlich der Klassengrenzen möglichst einheitlich und der Zielsetzung entsprechend praktikabel ausgewiesen werden.

Im Anschluss an die Klassenbildung wurden über eine Visualisierung der Verteilungen der C_{org} -Gehalte der gebildeten Klassen mithilfe einer Kerndichteschätzung erste Erkenntnisse darüber gewonnen, ob die Klassenbildung zu differenzierten Verteilungen der C_{org} -Gehalte führt. Es wurden die Verteilungen der unterschiedlichen Klassen und nicht zusammenfassende oder zentrale Tendenzen (Mittelwerte/Mediane) betrachtet, da dadurch schiefe sowie eventuell multimodale Verteilungen für die weitere Klassenbildung berücksichtigt werden konnten. Für die Kerndichteschätzung wurde der ‚Gaußkern‘, der in der R-Funktion ‚*density*‘ implementiert ist (R Development Core Team, 2018), verwendet. Ergänzend wurde mit Kolmogorow-Smirnow-Tests zwischen den Verteilungen aller Klassen getestet, ob sich diese signifikant unterscheiden. Nur sich hinsichtlich der Dichtefunktion signifikant unterscheidende Klassen wurden tatsächlich differenziert. Auch hier bezieht sich das Signifikanzniveau auf eine Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$. Signifikante p -Werte werden in den zugehörigen Tabellen durch rote Zahlen gekennzeichnet.

Neben der Darstellung der Dichteverteilung wurden die gebildeten Klassen mittels Karten auf Deutschlandebene visualisiert, um gegebenenfalls regionale Besonderheiten zu identifizieren.

Um die Validität der Klassenbildung zu testen, wurden im Anschluss an die Klassenbildung erneut die Zusammenhänge zwischen dem C_{org} -Gehalt und dem Stratifizierungsfaktor innerhalb jeder der gebildeten Klassen geprüft. War noch ein deutlicher Zusammenhang gegeben und somit die Variabilität innerhalb einer Klasse noch groß, wurde diese erneut nach oben beschriebenen Verfahren aufgeteilt.

3.3 Ermittlung der Wertebereiche standorttypischer C_{org} - bzw. Humusgehalte

Im Anschluss an die Stratifizierung wurde für jede der gebildeten Klassen der Wertebereich standorttypischer C_{org} - bzw. Humusgehalte ausgewiesen. Aufgrund der großen Variabilität des C_{org} -Gehaltes zwischen den Standorten ist es nicht möglich, einen einzigen standorttypischen Wert zu bestimmen. Deshalb wurden die standorttypischen Humusgehalte als Wertebereiche ausgewiesen. Hierzu mussten insbesondere durch Bewirtschaftungs- und Nutzungseffekte bedingte Ausreißer und somit ‚nicht-standorttypische‘ Standorte entfernen werden. Da es keine Konvention gibt, welche Standorte als ‚typisch‘ angesehen werden können (s. Kapitel 2.1) wurde in Anlehnung an Capriel (2010) das 12,5 % Quantil als Untergrenze und das 87,5 % Quantil als Obergrenze des standorttypischen Wertebereichs für C_{org} - bzw. Humusgehalte gewählt.

Nach Hyndman & Fan 1996 gibt es neun Algorithmen, um Quantile zu berechnen. Für einige Klassen wurden die Quantile mittels aller neun Algorithmen testweise berechnet; aufgrund der meist großen Stichprobenanzahl zeigten sich Unterschiede nur in der zweiten Nachkommastelle (Ausnahmen bildeten wenige Fälle mit Unterschieden auf der ersten Nachkommastelle). Für diese Arbeit wurde deshalb der R Standard ‚Typ 7‘ (R Development Core Team, 2018) zur Ermittlung der Quantile benutzt. Neben den Wertebereichen wurde als ‚standorttypischster Wert‘ der Modalwert als häufigster Wert innerhalb einer Klasse angegeben. Der Modalwert entspricht bei unimodalen Verteilungen dem Maximum der Dichte der Verteilungen. Kongruent der Visualisierungen (s. Kapitel 3.2.3) wurden die Verteilungen hierzu über eine Kerndichteschätzung mit Gaußkern berechnet.

Zur systematischen Darstellung der Wertebereiche wurden das erarbeitete Ableitungsschema sowie die standorttypischen Wertebereiche in einem Entscheidungsbaum dargestellt (Abbildung 32).

3.4 Vergleich standorttypischer und nicht-standorttypischer Beprobungspunkte

Nach der Ausweisung der standorttypischen Wertebereiche wurde untersucht, ob die historische Landnutzung, Landnutzungsänderungen oder die Art der Flächenbewirtschaftung der Standorte dazu beitragen, dass die 25 % nicht-standorttypischen Beprobungspunkte Humusgehalte unter bzw. über den ausgewiesenen standorttypischen Wertebereichen haben. Hierzu wurden die Standorte in die drei Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ und ‚oberhalb des Wertebereiches‘ eingeteilt. In die Kategorie ‚innerhalb des Wertebereiches‘ fallen die hinsichtlich des Humusgehaltes standorttypischen Beprobungspunkte zwischen dem 12,5 % Quantil und dem 87,5 % Quantil und in die anderen Kategorien die nicht-standorttypischen Beprobungspunkte unterhalb bzw. oberhalb der Quantile.

Zur Analyse des Einflusses der historischen Landnutzung auf die Einstufung in eine der drei Kategorien, wurden die Standorte auf Grundlage der Daten zur historischen Landnutzung (s. Kapitel 3.1) in die Kategorien ‚Moorvergangenheit Ja/Nein‘ und ‚ehemalige Nutzung als Heide Ja/Nein‘ eingeteilt. Betrachtet wurden nur Standorte, für die die Landnutzungsgeschichte mindestens für die letzten 100 Jahre bekannt war. Die Moorvergangenheit reicht dabei bis zu 161 Jahre zurück, die ehemalige Nutzung als Heide bis zu 163 Jahre. Ebenfalls analysiert wurde, ob eine Landnutzungsänderung von Acker zu Dauergrünland innerhalb der letzten 50 Jahre oder von Dauergrünland zu Acker innerhalb der letzten 100 Jahre einen Einfluss auf die Einstufung in eine der drei Kategorien hat. Die Zeiträume wurden basierend auf Untersuchungen zum Einfluss der Landnutzungsgeschichte auf den C_{org} -Gehalt gewählt (Jacobs et al., 2018; Poeplau et al., 2011). Darüber hinaus ist sichergestellt worden, dass die Landnutzungsgeschichte für eine ausreichende Standortanzahl für den jeweiligen Betrachtungszeitraum bekannt ist. Um den Einfluss der Art der Flächenbewirtschaftung auf die Einstufung in die Kategorien zu analysieren, wurde der Effekt der bereits in der Zielsetzung festgelegten Faktoren ‚ökologischer Landbau‘, ‚Bodenbearbeitung‘ und ‚Zufuhr an organischer Substanz‘ analysiert. Den Standorten wurde hierzu basierend auf den Angaben der Fragebögen der BZW-LW (s. Kapitel 3.1) ‚ökologischer Landbau Ja‘ bzw. ‚ökologischer Landbau Nein‘ (entsprechend konventionellem Landbau) zugewiesen. Für den Bewirtschaftungsfaktor ‚Bodenbearbeitung‘ sind die Standorte in Betriebe mit ‚reduzierter Bodenbearbeitung‘ und Betriebe mit ‚konventioneller Bodenbearbeitung‘ eingeteilt worden. Wenn bei Standorten in mindestens 80 % der berichteten Jahre eine nicht-wendende (konservierende) Bodenbearbeitung mit Mulch- oder Direktsaat durchgeführt wurde, sind diese als Standorte mit ‚reduzierter Bodenbearbeitung‘ definiert worden. War dies nicht gegeben, wurde dem Standort ‚konventioneller Bodenbearbeitung‘ zugewiesen. Für die ‚Zufuhr an organischer Substanz‘ wurde die Humus-C-Reproduktion betrachtet und diese getrennt nach der Zufuhr aus organischen Düngern und nach der Zufuhr aus Ernteresten, Zwischenfrüchten und Wurzeln analysiert. Der Einfluss der Zufuhr an organischer Substanz auf die Einstufung als ‚standorttypisch‘ oder ‚nicht-standorttypisch‘ ist getrennt für die Landnutzungsarten analysiert worden, da die Auswertungen der BZW-LW Unterschiede zwischen den Landnutzungsarten zeigten (Jacobs et al., 2018).

Für die diskreten Faktoren (Moorvergangenheit, ehemalige Heidenutzung, Landnutzungsänderung, ökologischer Landbau, Bodenbearbeitung) wurde anschließend der relative Anteil der Standorte mit jeweils einer Ausprägung des Faktors (z. B. „ökologischer Landbau Ja“) innerhalb der drei Kategorien berechnet; für die kontinuierlichen Faktoren (jährliche Humus-C-Reproduktion aus organischen Düngern bzw. aus Ernteresten, Zwischenfrüchten und Wurzeln) ist das arithmetische Mittel berechnet worden. Der relative Anteil bzw. das arithmetische Mittel wurden für jede der nach Standortfaktoren stratifizierten Klasse (z. B. Acker/mittel I/ $NS \leq 850$; s. Kapitel 3.2) berechnet und dargestellt. Darüber hinaus wurde das arithmetische Mittel des relativen Anteils über alle Klassen berechnet; ebenso für kontinuierliche Faktoren das arithmetische Mittel über alle Klassen. Um den Einfluss der Bewirtschaftungsfaktoren auf die Einstufung der Standorte in eine der drei Kategorien statistisch zu überprüfen, wurde eine logistische Regression mit gemischtem Effekt mithilfe der Funktion *glmer* aus dem R Paket *lme4* (Bates et al., 2015) angepasst. Hierzu wurden die drei Kategorien als abhängige Variable, die Bewirtschaftungsfaktoren (z. B. ökologischer Landbau ja/nein) als unabhängige Variable sowie die Klasse (z. B. Acker/mittel I/ $NS \leq 850$) als zufälliger Effekt gesetzt. Für jeden Bewirtschaftungsfaktor wurden drei Regressionsmodelle berechnet, wobei folgende Kategorien als abhängige Variablen gesetzt wurden:

- ‚unterhalb des Wertebereiches‘ vs. ‚innerhalb des Wertebereiches‘
- ‚oberhalb des Wertebereiches‘ vs. ‚innerhalb des Wertebereiches‘
- ‚unterhalb des Wertebereiches‘ vs. ‚oberhalb des Wertebereiches‘

Auch hier beziehen sich signifikante Unterschiede auf das Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$ und die Signifikanzniveaus wurden wie in Kapitel 3.2.2 beschrieben gekennzeichnet.

Abschließend ist zusammenfassend bewertet worden, für wie viele der nicht-standorttypischen Beprobungspunkte Faktoren identifiziert werden konnten, die dazu beitragen, dass diese Standorte Humusgehalte unter bzw. über den ausgewiesenen standorttypischen Humusgehalten haben. Hierzu wurde analysiert, wie viele Standorte aufgrund der betrachteten Faktoren ober- oder unterhalb des standorttypischen Wertebereiches liegen. Berücksichtigt wurden nur Faktoren, bei denen sich signifikante Unterschiede zwischen den Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘ und ‚innerhalb des Wertebereiches‘ gezeigt haben. Alle Analysen, Karten und Darstellungen dieser Arbeit wurden mit der Software R (Version 3.5.1) durchgeführt bzw. angefertigt (R Development Core Team, 2018).

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Stratifizierung der Standorte

4.1.1 Landnutzungsart

Klassenbildung

Die Klassenbildung des Stratifizierungsfaktors ‚Landnutzungsart‘ erfolgte nach den vier vorgegebenen Ausprägungen, die für die BZE-LW wie folgt definiert wurden:

- **Acker:** Flächen mit Fruchtfolgen bzw. Daueranbau von Ackerkulturarten; hierzu zählen auch Flächen mit maximal einjährigem Anbau von Grünlandkulturarten (z. B. Feldgras, Klee)
- **Grünland-Wechselwirtschaft (Grünland-Wechselw.):** Abfolgen von Grünland- und Ackerkulturarten, wenn mindestens zwei aufeinanderfolgende Jahre Grünlandkulturarten angebaut wurden; auch die Nutzung ‚Stilllegung‘ zählt hierzu, da stillgelegte Flächen begrünt sind und mindestens einmal jährlich eine Bodenbearbeitung/Mulchung erfolgt
- **Dauergrünland:** Flächen, die bei Probenahme mindestens im sechsten Jahr der Grünlandbewirtschaftung waren; ausgenommen ist Grünland unter Obstbäumen (Streuobstwiesen)
- **Sonderkultur:** Flächen mit dauerhaftem Baum- bzw. Strauchbestand (Baumobstplantagen, Streuobstwiesen, Baumschulen, Kurzumtriebsplantagen, Strauchobst, Wein- und Hopfenanbau)

Klassenspezifische C_{org} -Gehalte

Für ‚Dauergrünland‘ wurde der C_{org} -Gehalt hier entgegen der gewählten Betrachtungstiefe von 0–10 cm (s. Kapitel 3.1) über eine Tiefe von 0–30 cm gemittelt. Dies entspricht den Betrachtungstiefen der anderen Landnutzungsarten (‚Acker‘, ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘, ‚Sonderkultur‘), sodass ein Vergleich zwischen den Landnutzungsarten möglich war. Die C_{org} -Gehalte der vier Landnutzungsarten waren unterschiedlich verteilt (Abbildung 1). Grünlandstandorte lagen verglichen mit Ackerstandorten häufiger im Bereich hoher C_{org} -Gehalte. Der Modalwert, der dem Wert der Verteilung mit der maximalen Wahrscheinlichkeit (maximale Dichte) entspricht, lag für Ackerstandorte bei einem C_{org} -Gehalt von 1,21 % und somit 44 % niedriger als für Grünlandstandorte mit einem C_{org} -Gehalt von 2,15 %. Standorte mit ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ (Modalwert 1,29 % C_{org}) ordneten sich dazwischen ein; ebenso Standorte mit der Landnutzungsart ‚Sonderkultur‘ (Modalwert 1,43 % C_{org}). Die Spannweite und somit die Variabilität der C_{org} -Gehalte war für Grünlandstandorte am größten. Gleichzeitig war die Verteilung vergleichsweise flach (Abbildung 1), d. h. die Werte waren relativ gleichmäßig innerhalb des Wertebereiches verteilt. Für alle Landnutzungsarten wurde durch die rechtsschiefen Verteilungen deutlich, dass es in Bezug auf den Modalwert Standorte mit deutlich erhöhten C_{org} -gehalten gibt (Abbildung 1).

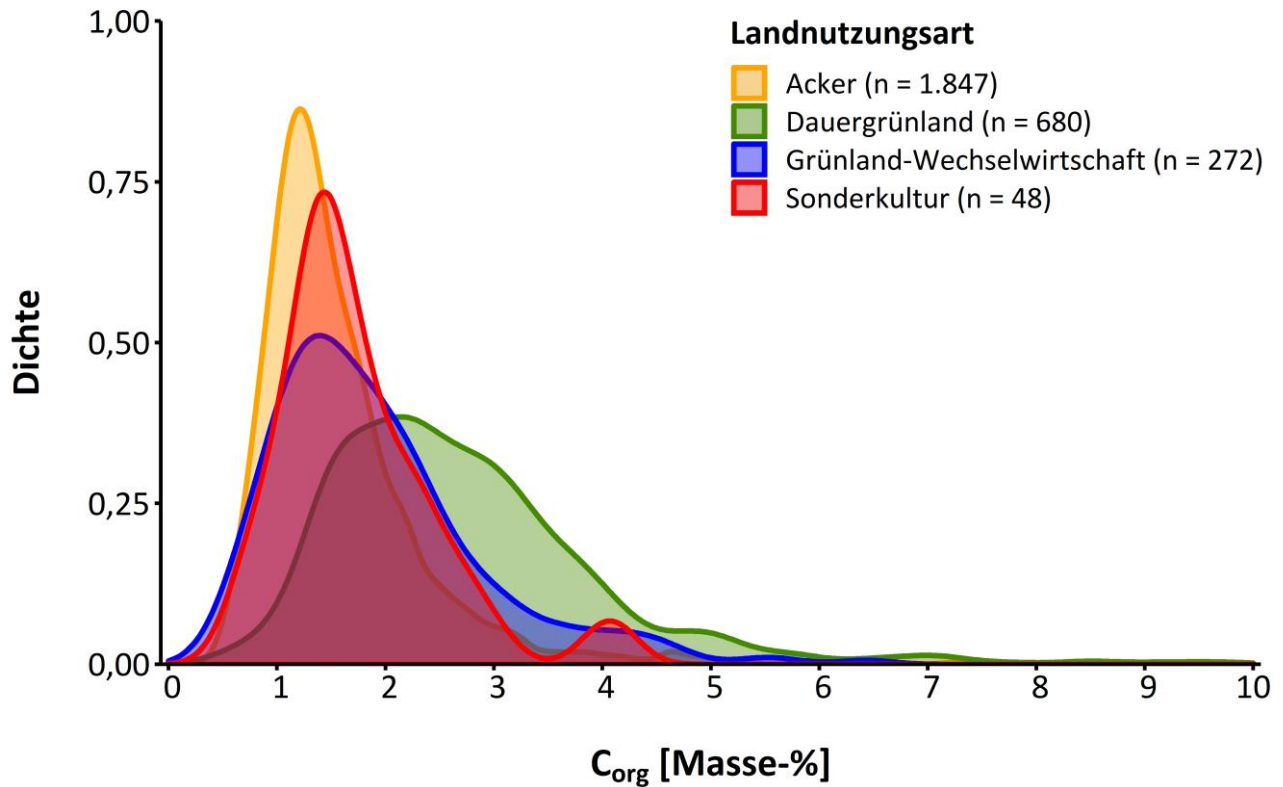


Abbildung 1: Verteilungen (Kerndichteschätzung) der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der vier Landnutzungsarten

Tabelle 2: *p*-Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der Landnutzungsarten

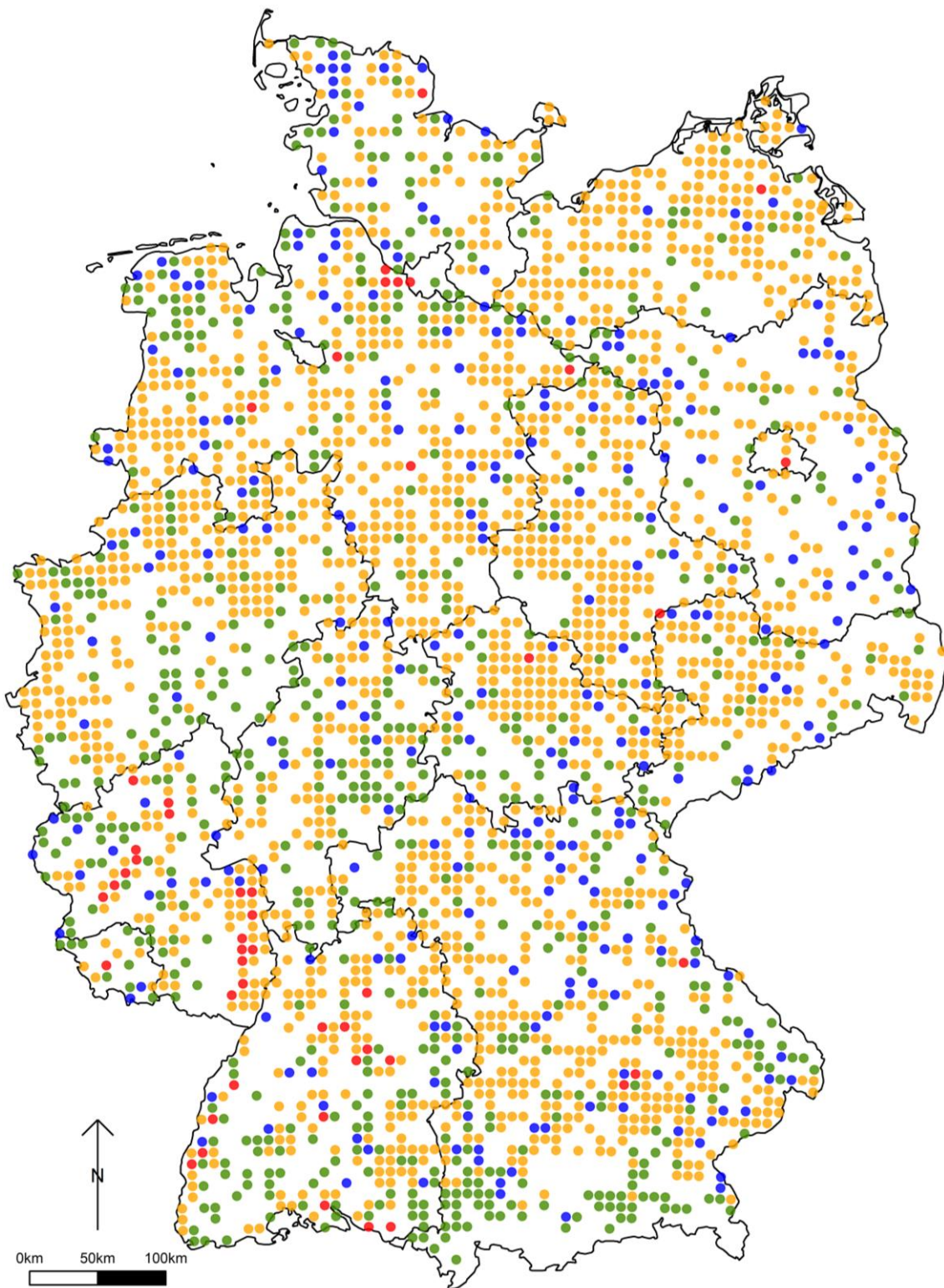
Landnutzungsart	Acker	Dauergrünland	Grünland-Wechselw.	Sonderkultur
Acker	-			
Dauergrünland	< 0,001	-		
Grünland- Wechselw.	< 0,001	< 0,001	-	
Sonderkultur	0,01	< 0,001	0,55	-

Mit Ausnahme der Verteilungen der Landnutzungsarten ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ und ‚Sonderkultur‘, die sich nicht signifikant unterschieden, bestätigten Kolmogorow-Smirnow-Tests signifikante Unterschiede zwischen den Verteilungen der C_{org} -Gehalte der unterschiedlichen Landnutzungsarten (Tabelle 2). Auf Grundlage dieser Ergebnisse, die den erwarteten Einfluss der Landnutzungsart auf den C_{org} -Gehalt bestätigten, wurden eigene Klassen für die Landnutzungsarten ‚Acker‘, ‚Dauergrünland‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ gebildet. Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die ausgewiesenen Landnutzungsklassen nicht nur Nutzungseffekte, sondern auch Effekte nutzungsspezifischer Standorteigenschaften auf den Humusgehalt abbilden.

Im Gegensatz zu den Auswertungen der BZE-LW bei denen die Landnutzungsarten ‚Acker‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ zusammengefasst wurden (Jacobs et al., 2018), wurde ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ in dieser Arbeit als eigene Klasse definiert. Die Definition war begründet, da sich die Verteilungen der C_{org} -Gehalte der drei Landnutzungsart-Klassen signifikant unterschieden. Dies verdeutlicht den positiven Einfluss von Grünland-Wechselwirtschaft auf den C_{org} -Gehalt. So sehen beispielsweise Poeplau et al. (2015) die Zunahme der Fläche unter Grünland-Wechselwirtschaft als Hauptursache für den positiven Trend der nationalen C_{org} -Gehalte in schwedischen Böden. Begründet ist der positive Einfluss von Grünland-Wechselwirtschaft insbesondere durch die ganzjährige Bodenbedeckung sowie die intensive Durchwurzelung mehrjähriger Kulturen (Poeplau et al., 2015). Für die Landnutzungsart ‚Sonderkultur‘ wurde aufgrund der geringen Standortanzahl ($n = 48$) bei gleichzeitig großer Variabilität zwischen den Standorten keine eigene Klasse ausgewiesen. Unter Sonderkulturen fallen u. a. Wein- und Hopfenbau und Obstplantagen, somit umfasst diese Landnutzungsklasse sehr verschiedene Nutzungssysteme. Aufgrund dieser großen Variabilität ist die Anwendung dieses Ableitungsschemas für Standorte unter Sonderkulturen auf Basis der Datengrundlage der BZE-LW nicht möglich. Für die weitere Ableitung standorttypischer Humusgehalte wurden die Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Sonderkultur‘ aus dem Datensatz entfernt.

Räumliche Verteilung der Klassen

Dauergrünlandstandorte kamen gehäuft im Alpenvorland, in den Mittelgebirgen sowie in den Marschen der Nordseeküste vor. Außerhalb dieser Regionen dominierte die Ackernutzung mit vereinzelt Grünlandflächen. Die Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ stellte keine regionale Besonderheit dar, sondern kam über ganz Deutschland verteilt vor. Sonderkulturen befanden sich insbesondere in den Weinbaugebieten im Südwesten Deutschlands (Karte 2).

**Landnutzung**

- Acker (n = 1.847)
- Grünland-Wechselwirtschaft (n = 272)
- Dauergrünland (n = 680)
- Sonderkultur (n = 48)

Karte 2: Räumliche Verteilung der Landnutzungsarten aller Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (ohne Moor- und moorähnliche Böden und Sonderkulturen)

4.1.2 Textur

Zusammenhang mit dem C_{org} -Gehalt

Stratifiziert nach Landnutzungsart zeigte sich ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen Tongehalt und C_{org} -Gehalt für alle Landnutzungsarten (Abbildung 2). Zwischen Schluffgehalt und C_{org} -Gehalt bestand für Ackerflächen kein signifikanter Zusammenhang. Für Grünlandstandorte und Standorte mit Grünland-Wechselwirtschaft zeigten sich geringe positive Korrelationen zwischen Schluffgehalt und C_{org} -Gehalt. Entsprechend der positiven Korrelation zwischen Feinanteil und C_{org} -Gehalt bestand ein signifikant negativer Zusammenhang zwischen Sandgehalt und C_{org} -Gehalt (Abbildung 2). Zu beachten ist hierbei, dass die Zusammenhänge zwischen der Textur und dem C_{org} -Gehalt teilweise durch ‚schwarz-humose Sande‘ beeinflusst werden. Diese Böden haben trotz ihres hohen Sandgehaltes sehr hohe C_{org} -Gehalte (s. Kapitel 3.2.2). Da der Tongehalt von allen drei Texturhauptklassen den größten Einfluss auf den C_{org} -Gehalt hatte, wurden die Klassen des Stratifizierungsfaktors ‚Textur‘ folgend primär in Abhängigkeit des Tongehaltes gebildet.

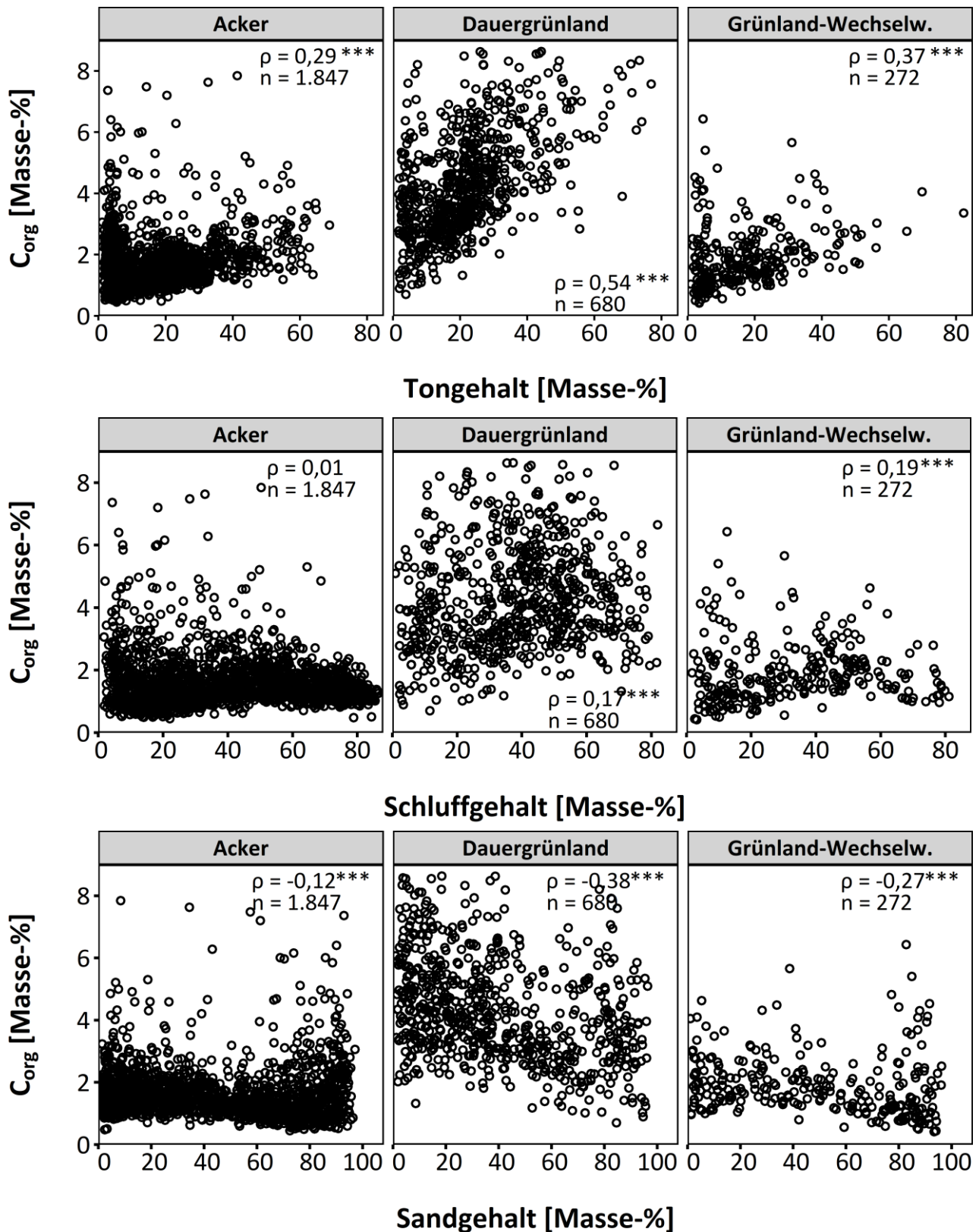


Abbildung 2: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des Ton-/Schluff-/ Sandgehaltes; aufgeteilt nach Landnutzungsart (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

Klassenbildung

Der Algorithmus zur Klassenbildung kontinuierlicher Variablen (s. Kapitel 3.2.3) fand hier keine Anwendung, sondern es wurde in Anlehnung an Capriel (2010) die Aufteilung in die Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel‘ und ‚schwer‘ übernommen (Abbildung 3; Tabelle 3). Diese orientiert sich an der Einteilung der Bodenartengruppen des VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 2000) und wird bei Routinebodenanalysen, etwa zur Grundnährstoffversorgung, über die Fingerprobe miterfasst (LUFA Nord-West, o. J.). Sie bietet eine praktikable Lösung, da die Einteilung in eine der Texturklassen auch ohne detaillierte Korngrößenanalyse im Labor per Fingerprobe möglich ist. Außerdem ist durch diese Zusammenfassung der Bodenartengruppen, trotz der kleinräumigen Variabilität der Textur innerhalb eines Schlages, eine eindeutige Zuordnung jedes Schlages zu einer der Texturklassen möglich.

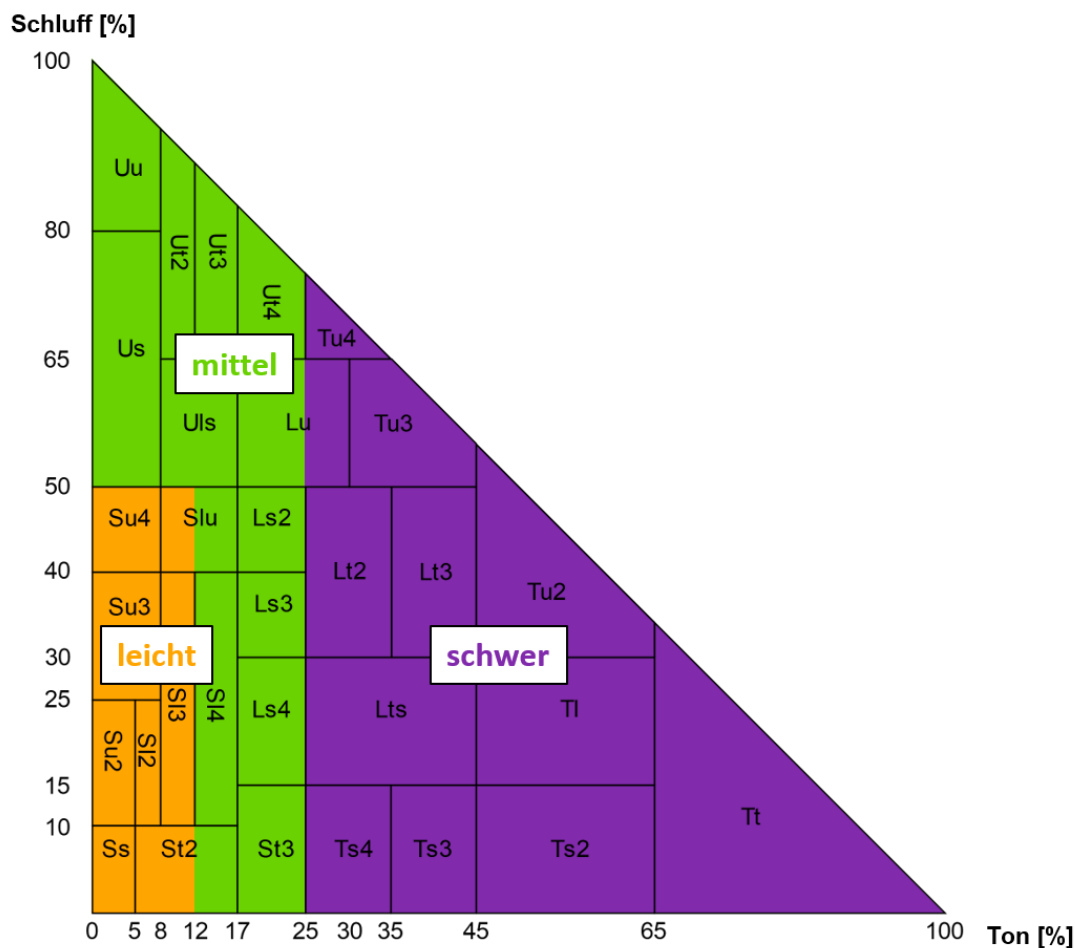


Abbildung 3: Korngrößendreieck mit den Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel‘ und ‚schwer‘ (eigene Darstellung auf Grundlage von „Korngrößendreieck“ von P. Schulze; rs.cms.hu-berlin.de/boku/pages/view.php?ref=650; Lizenz CC-BY-NC 4.0)

Tabelle 3: Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel‘ und ‚schwer‘ in Abhängigkeit des Ton- und Schluffgehaltes sowie die zugehörigen Bodenartengruppen nach VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 2000)

Bodenartengruppe	Ton [Masse-%]	Schluff [Masse-%]	Texturklasse
Sand	< 5	< 10	leicht
schwach lehmiger Sand	≥ 5 – < 12	< 50	
stark lehmiger Sand	≥ 12 – < 17	< 50	mittel
sandiger Lehm	≥ 17 – < 25	< 50	
schluffiger Lehm	< 25	≥ 50	
schwach toniger Lehm	≥ 25 – < 35	/	schwer
toniger Lehm	≥ 35 – < 45	/	
lehmiger Ton	≥ 45 – < 65	/	
Ton	≥ 65	/	

Klassenspezifische C_{org} -Gehalte

Die Stratifizierung der Standorte in die Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel‘ und ‚schwer‘ führte zu deutlich differenzierten Verteilungen der C_{org} -Gehalte (Abbildung 4). Für alle drei Landnutzungsarten lag der Modalwert für die Texturklasse ‚schwer‘ am höchsten, gefolgt von den Texturklassen ‚mittel‘ und ‚leicht‘. Auch hier wurde deutlich, dass die Variabilität der C_{org} -Gehalte innerhalb der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ am größten ist. Ferner zeigte sich der Zusammenhang zwischen der Landnutzungsart und dem direkten Standortfaktor ‚Textur‘. Dauergrünlandstandorte sind auf schweren Böden (35 % der Dauergrünlandstandorte) häufiger als Ackerstandorte (21 % der Ackerstandorte). Kolmogorow-Smirnow-Tests bestätigten signifikante Unterschiede zwischen den Texturklassen für alle Landnutzungsarten, und die Klassenbildung wurde entsprechend übernommen (Tabelle 4).

Tabelle 4: p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel‘ und ‚schwer‘; aufgeteilt nach Landnutzungsart

Acker			
Texturklasse	leicht	mittel	schwer
leicht	-		
mittel	< 0,001	-	
schwer	< 0,001	< 0,001	-
Dauergrünland			
Texturklasse	leicht	mittel	schwer
leicht	-		
mittel	< 0,001	-	
schwer	< 0,001	< 0,001	-
Grünland-Wechselwirtschaft			
Texturklasse	leicht	mittel	schwer
leicht	-		
mittel	< 0,001	-	
schwer	< 0,001	< 0,001	-

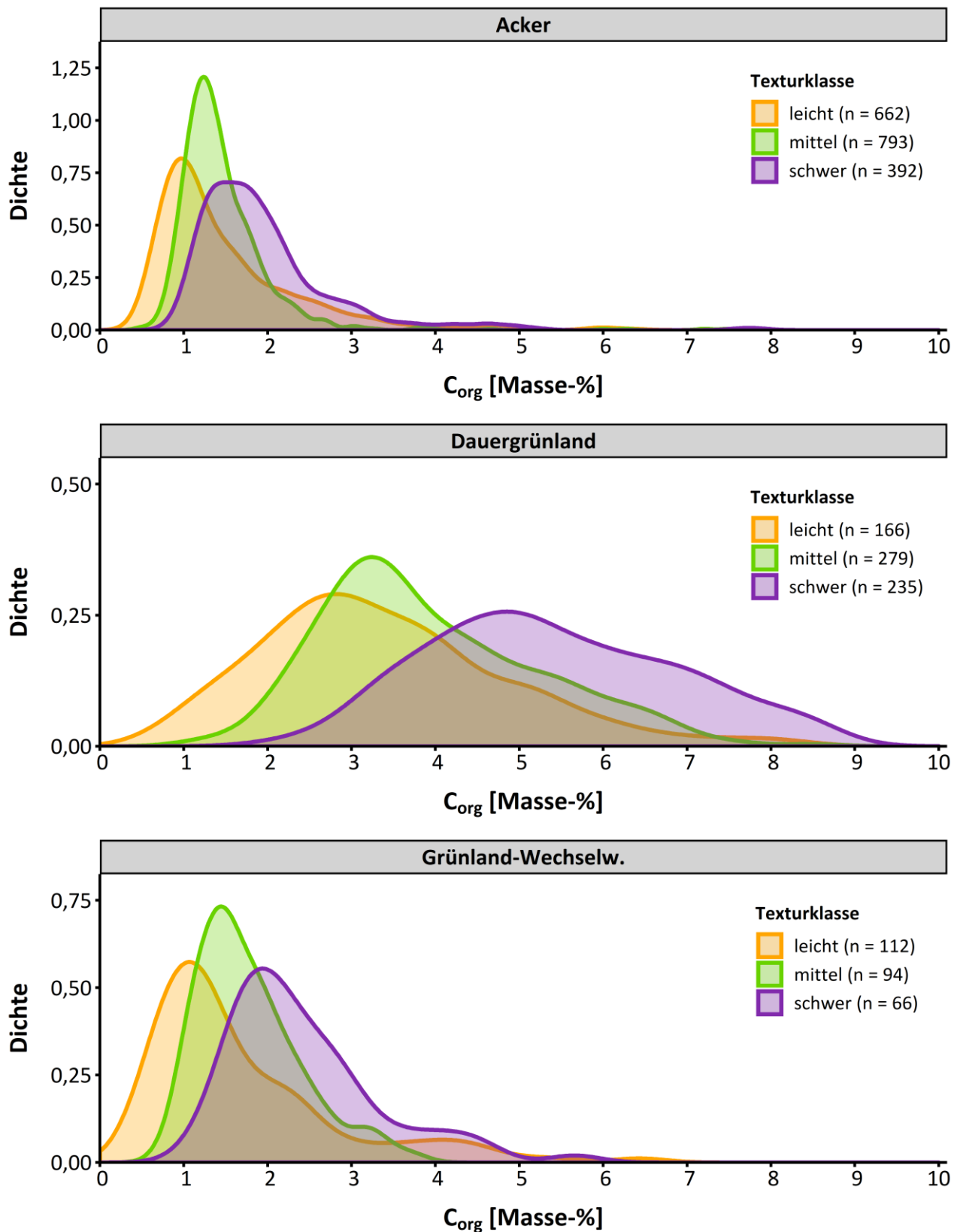


Abbildung 4: Verteilungen (Kerndichteschätzung) der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel‘ und ‚schwer‘; aufgeteilt nach Landnutzungsart; zur besseren Sichtbarkeit wurden die Ordinatenachsen unterschiedlich skaliert

Variabilität innerhalb der Klassen

Eine erneute Prüfung des Zusammenhanges zwischen Tongehalt und C_{org} -Gehalt innerhalb der gebildeten Texturklassen zeigt immer noch signifikant positive Zusammenhänge innerhalb der Texturklasse ‚schwer‘ für alle drei Landnutzungsarten sowie innerhalb der Texturklasse ‚mittel‘ für die Landnutzungsarten ‚Acker‘ und ‚Dauergrünland‘ (Abbildung 5). Aufgrund dieser noch signifikanten Zusammenhänge innerhalb der Texturklassen ‚mittel‘ und ‚schwer‘ wurden diese weiter unterteilt.

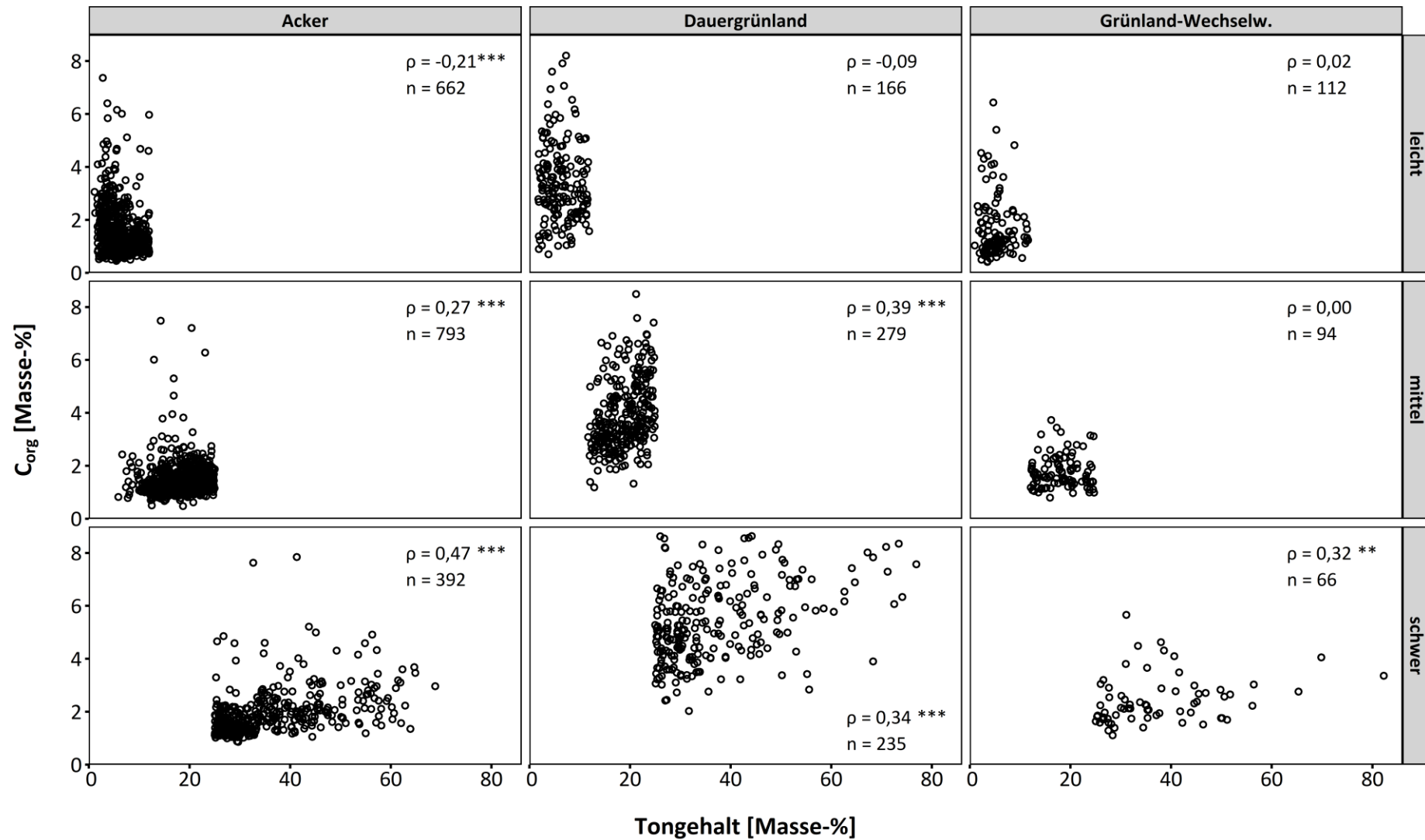


Abbildung 5: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des Tongehaltes; aufgeteilt in die Texturklassen ,leicht', ,mittel' und ,schwer' und nach der Landnutzungsart (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

Verfeinerte Klassenbildung

Die Unterteilung orientierte sich weiterhin an der Bodenartengruppierung nach VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 2000). Es wurden zusätzliche Klassengrenzen bei 17 % Ton und bei 35 % Ton gesetzt. Die Texturklasse ‚mittel‘ wurde dadurch in ‚mittel I‘ (< 17 % Ton) und ‚mittel II‘ (> 17 % Ton) und die Texturklasse ‚schwer‘ in ‚schwer I‘ (< 35 % Ton) und ‚schwer II‘ (> 35 % Ton) aufgeteilt (Abbildung 6; Tabelle 5). Diese weitere Aufteilung erfolgte zunächst für alle Landnutzungsarten und alle Texturklassen. Auch für die Klassen, für die kein signifikanter Zusammenhang zwischen Tongehalt und C_{org} -Gehalt innerhalb der drei bereits gebildeten Texturklassen mehr gegeben war (‚Dauergrünland/leicht‘, ‚Grünland-Wechselwirtschaft/leicht‘, ‚Grünland-Wechselwirtschaft/ mittel‘; Abbildung 5), konnte so überprüft werden, ob eine weitere Aufteilung der Texturklassen zu differenzierteren Klassengrenzen und noch signifikanten Unterschieden zwischen den Verteilungen der C_{org} -Gehalte der Klassen führt.

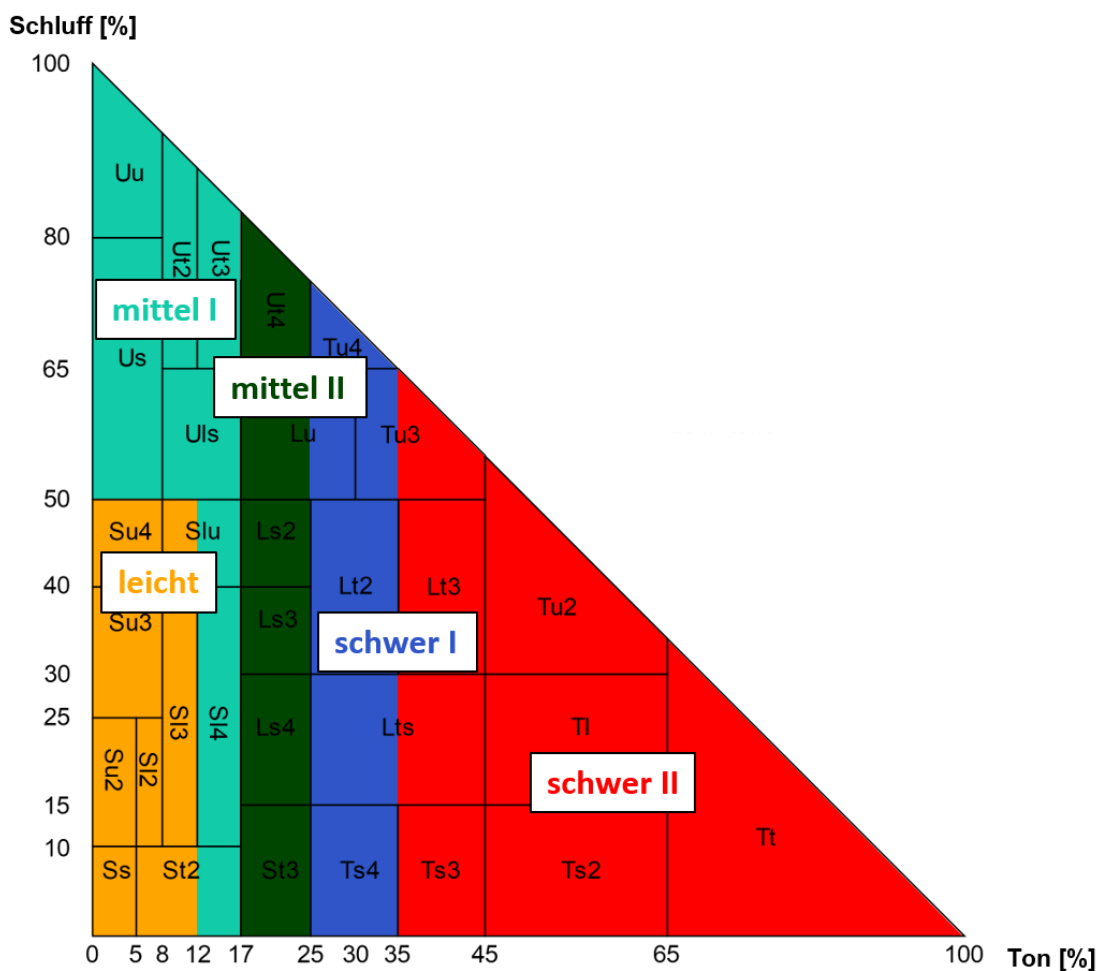


Abbildung 6: Korngrößendreieck mit den Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel I‘, ‚mittel II‘, ‚schwer I‘ und ‚schwer II‘ (eigene Darstellung auf Grundlage von „Korngrößendreieck“ von P. Schulze; [rs.cms.hu-berlin.de/boku/ pages/view.php?ref=650](https://rs.cms.hu-berlin.de/boku/pages/view.php?ref=650); Lizenz CC-BY-NC 4.0)

Tabelle 5: Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel I‘, ‚mittel II‘, ‚schwer I‘ und ‚schwer II‘ in Abhängigkeit des Ton- und Schluffgehaltes sowie die zugehörigen Bodenartengruppen nach VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 2000)

Bodenartengruppe	Ton [Masse-%]	Schluff [Masse-%]	Texturklasse
Sand	< 5	< 10	leicht
schwach lehmiger Sand	≥ 5 – < 12	< 50	
stark lehmiger Sand	≥ 12 – < 17	< 50	mittel I
sandiger Lehm	≥ 17 – < 25	< 50	mittel II
schluffiger Lehm	< 25	≥ 50	mit < 17 % Ton mittel I bzw. mit ≥ 17 – < 25 % Ton mittel II
schwach toniger Lehm	≥ 25 – < 35	/	schwer I
toniger Lehm	≥ 35 – < 45	/	
lehmiger Ton	≥ 45 – < 65	/	schwer II
Ton	≥ 65	/	

Klassenspezifische C_{org} -Gehalte nach verfeinerter Klassenbildung

Auch nach der weiteren Aufteilung in fünf Texturklassen waren die Verteilungen der C_{org} -Gehalte der Texturklassen deutlich differenziert. Die Abfolge der zunehmenden Modalwerte der C_{org} -Gehalte von den Texturklassen ‚leicht‘ nach ‚schwer‘ blieb erhalten (Abbildung 7). Kolmogorow-Smirnow-Tests bestätigten signifikante Unterschiede zwischen den fünf Texturklassen für Ackerstandorte und diese wurden dementsprechend eingeteilt (Tabelle 6). Für Dauergrünlandstandorte unterschieden sich die Texturklassen ‚leicht‘ und ‚mittel I‘ nicht signifikant (Tabelle 6). Da der Modalwert des C_{org} -Gehaltes der Standorte mit der Texturklasse ‚mittel I‘ mit 3,04 % im Gegensatz zu 2,81 % für die Texturklasse ‚leicht‘ nach oben verschoben war (Abbildung 7) und eine Zusammenfassung der Texturklassen ‚leicht‘ und ‚mittel‘ wenig sinnvoll ist, wurden Dauergrünlandstandorte ebenfalls in fünf Texturklassen aufgeteilt. Für Standorte mit Grünland-Wechselwirtschaft unterschieden sich die Texturklassen ‚mittel I‘ und ‚mittel II‘ nicht signifikant voneinander, ebenso die Texturklassen ‚schwer I‘ und ‚schwer II‘ (Tabelle 6). Eine Unterteilung in fünf Texturklassen führte hier nicht zu einer besseren Abgrenzung der Klassen. Der Zusammenhang scheint unter anderem aufgrund der geringeren Standortanzahl für Grünland-Wechselwirtschaft nicht deutlich zu werden. Standorte mit Grünland-Wechselwirtschaft wurden deshalb nur in die drei Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel‘ und ‚schwer‘ unterteilt.

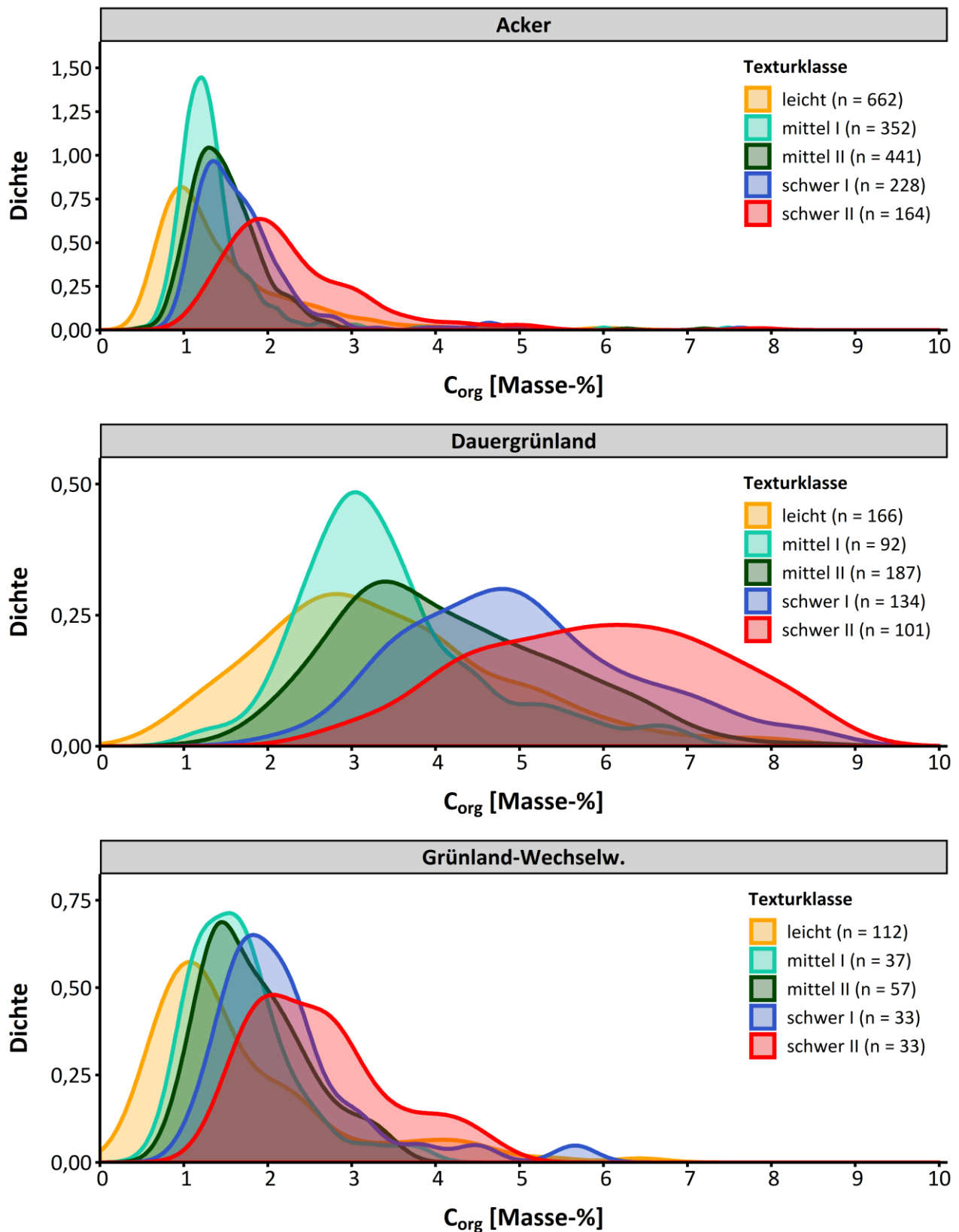


Abbildung 7: Verteilungen (Kerndichteschätzung) der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der Texturklassen ,leicht', ,mittel I', ,mittel II', ,schwer I' und ,schwer II'; aufgeteilt nach Landnutzungsart; zur besseren Sichtbarkeit wurden die Ordinatenachsen unterschiedlich skaliert

Tabelle 6: p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der Texturklassen ‚leicht‘, ‚mittel I‘, ‚mittel II‘, ‚schwer I‘ und ‚schwer II‘; aufgeteilt nach Landnutzungsart

Acker					
Texturklasse	leicht	mittel I	mittel II	schwer I	schwer II
leicht	-				
mittel I	< 0,001	-			
mittel II	< 0,001	< 0,001	-		
schwer I	< 0,001	< 0,001	0,01	-	
schwer II	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-
Dauergrünland					
Texturklasse	leicht	mittel I	mittel II	schwer I	schwer II
leicht	-				
mittel I	0,11	-			
mittel II	< 0,001	< 0,001	-		
schwer I	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-	
schwer II	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	-
Grünland-Wechselwirtschaft					
Texturklasse	leicht	mittel I	mittel II	schwer I	schwer II
leicht	-				
mittel I	0,04	-			
mittel II	< 0,001	0,33	-		
schwer I	< 0,001	0,01	0,01	-	
schwer II	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,10	-

Variabilität innerhalb der Klassen nach verfeinerter Klassenbildung

Nach Aufteilung der Standorte mit den Landnutzungsarten ‚Acker‘ und ‚Dauergrünland‘ in fünf Texturklassen ist der Zusammenhang zwischen Tongehalt und C_{org} -Gehalt innerhalb der Klassen für beide Landnutzungsarten geringer als bei der Einteilung in drei Texturklassen (Abbildung 8). Da sich nur noch teilweise signifikant positive Korrelationen zeigten, erfolgte auch aus Gründen der Praktikabilität keine weitere Aufteilung der Texturklassen. Wie bei allen stetigen Stratifizierungsfaktoren hätte bei Bildung der Texturklassen die Stetigkeit also eine feinere Aufteilung in mehr Klassen zugelassen, und es musste zwischen Praktikabilität für den Anwender und Genauigkeit abgewogen werden. Neben Gründen der Praktikabilität wurden sowohl die Berücksichtigung weiterer Standortfaktoren als auch die feinere Unterteilung der Klassen dadurch begrenzt, dass ab einer gewissen Stufe der Stratifizierung nicht mehr ausreichend Standorte in einer Klasse sind, um diese weiter zu unterteilen. Für diese Arbeit wurde festgelegt, dass eine Klasse mindestens 20 Beprobungspunkte enthalten muss. Dies entspricht einem Flächenanteil von nur 0,6 % der landwirtschaftlichen Fläche in Deutschland. Für das gesetzte Ziel dieser Arbeit, die Wertebereiche in Abhängigkeit praktikabler Standortfaktoren auszuweisen, wäre eine weitere Ausdifferenzierung und daraus folgend mehr Klassen nicht sinnvoll.

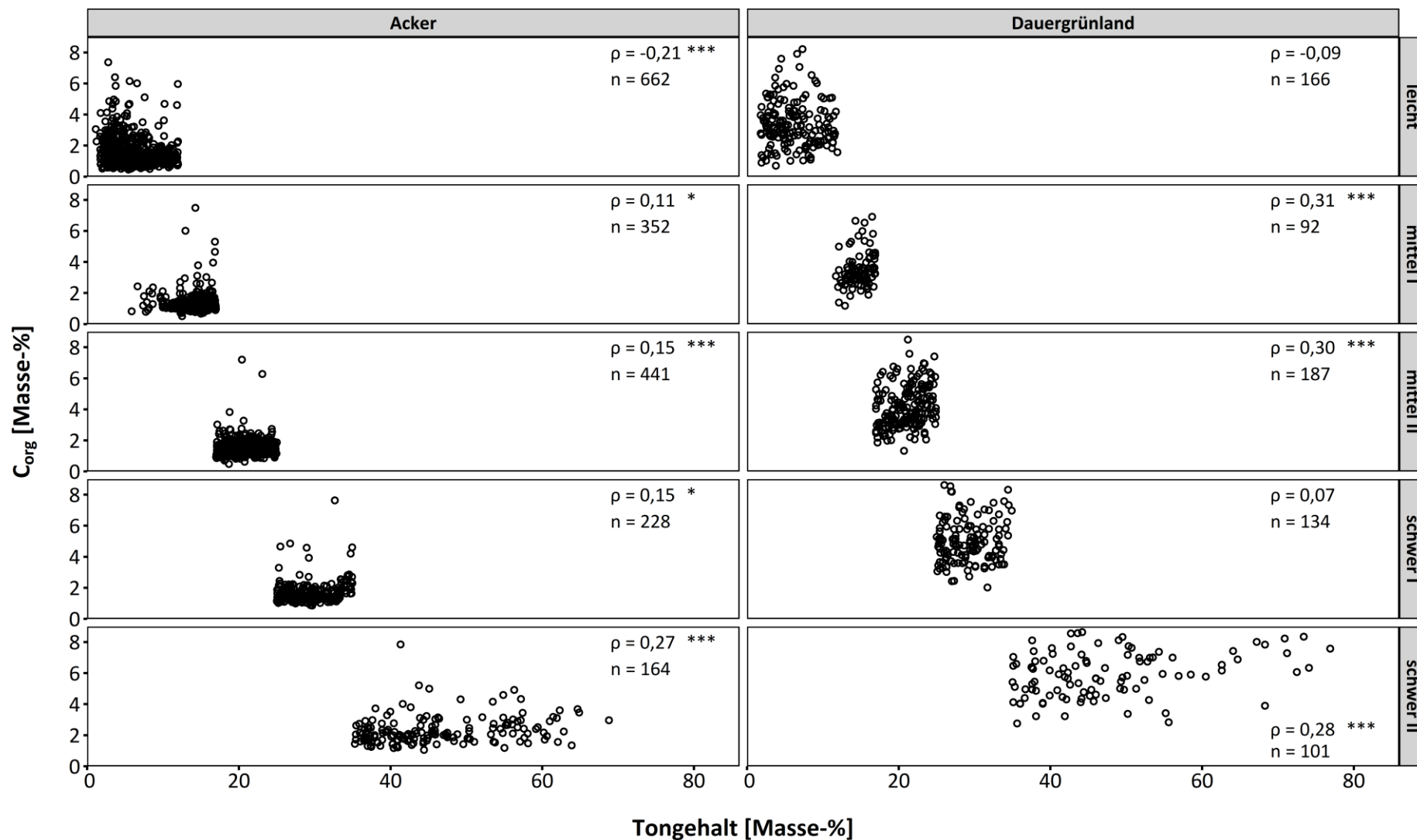


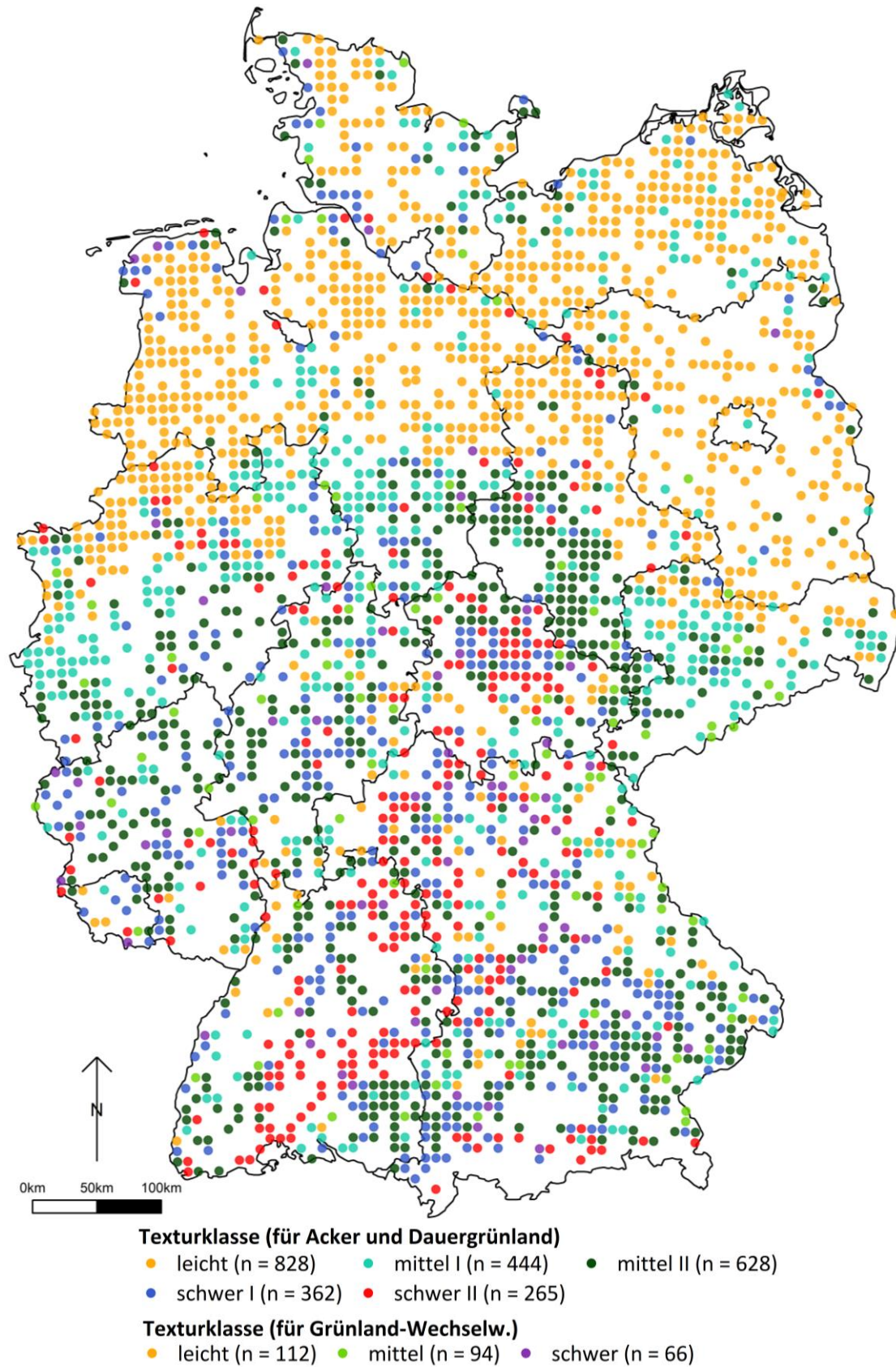
Abbildung 8: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des Tongehaltes; aufgeteilt in die Texturklassen ,leicht', ,mittel I', ,mittel II', ,schwer I' und ,schwer II' und nach der Landnutzungsart (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

Räumliche Verteilung der Klassen

Die erwartete räumliche Differenzierung der Texturklassen innerhalb Deutschlands (Düwel et al., 2007a) wurde deutlich und spiegelt den Zusammenhang zwischen Textur und geologischem Ausgangsmaterial wider (Karte 3). Für die eiszeitlich geprägte Region des Norddeutschen Tieflandes zeigte sich entsprechend der Pedogenese aus glazifluviatilen Sanden ein großflächiges Auftreten von Standorten der Texturklasse ‚leicht‘. Im Nordosten häufen sich Standorte der Texturklasse ‚mittel I‘. Dies ist mit den hier entwickelten Böden aus Geschiebemergel und -lehm zu erklären. Im ebenfalls glazial geprägten Alpenvorland überwog die Texturklasse ‚schwer I‘ (entsprechend insbesondere schwach tonigen Lehmen); auch hier haben sich die Böden aus Geschiebemergel und -lehm entwickelt. Herausstechend im Norden sind die primär schweren Böden der Marschen der Nordseeküste sowie der Flussläufe von Weser und Elbe.

An das Norddeutsche Tiefland südlich anschließend fanden sich im Bereich mächtiger Lössablagerungen nördlich der Mittelgebirge überwiegend Standorte mit Texturklasse ‚mittel I‘. Auch in der südlichen Großlandschaft der Mittelgebirge überwiegen mittlere bis schwere Böden. Die Texturklassen sind hier kleinräumig variabler differenziert. Die lehmige Komponente der meisten Standorte ist durch großflächige Lössüberwehungen während des Pleistozäns bedingt. Diese überdecken die jeweils vorliegenden unterschiedlichen Gesteine (Düwel et al., 2007a).

Die räumliche Darstellung der Texturklassen macht auch deutlich, dass sich der Einfluss eines Stratifizierungsfaktors auf den C_{org} -Gehalt nicht isoliert betrachten lässt. Es werden immer indirekt andere Standortfaktoren, die mit dem betrachteten Standortfaktor korrelieren, mitberücksichtigt; wie hier das Ausgangssubstrat durch die Textur. Ferner werden die standorttypischen C_{org} - bzw. Humusgehalte auch indirekt regional spezifisch ausgewiesen, da sich für alle Stratifizierungsfaktoren räumliche Muster zeigten.



Karte 3: Räumliche Verteilung der Texturklassen aller Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (ohne Moor- und moorrähnliche Böden und Sonderkulturen)

4.1.3 C/N-Verhältnis

Zusammenhang mit dem C_{org} -Gehalt

Ohne Stratifizierung zeigte sich für den gesamten Datensatz ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen C/N-Verhältnis und C_{org} -Gehalt. Mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,15 ist dieser als gering zu beurteilen (Abbildung 9). Mit Stratifizierung nach Landnutzungsart war der positive Zusammenhang zwischen C/N-Verhältnis und C_{org} -Gehalt für die Landnutzungsart ‚Acker‘ weiterhin gegeben; für ‚Dauergrünland‘ zeigte sich hingegen eine nicht erwartete negative Korrelation. Für ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ bestand kein eindeutiger Zusammenhang zwischen C/N-Verhältnis und C_{org} -Gehalt (Abbildung 10).

Auch mit Stratifizierung nach Landnutzungsart und Textur zeigte sich ein Zusammenhang zwischen C/N-Verhältnis und C_{org} -Gehalt (Abbildung 11). Für die Landnutzungsart ‚Acker‘ besteht für alle Texturklassen ein signifikant positiver Zusammenhang. Mit einem R^2 von 0,6 ist die Korrelation am höchsten für die Texturklasse ‚leicht‘. Auch für die Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ ist der Zusammenhang am stärksten für die Texturklasse ‚leicht‘. Für ‚Dauergrünland‘ zeigt sich auch für die Texturklasse ‚mittel I‘ ein starker Zusammenhang zwischen C/N-Verhältnis und C_{org} -Gehalt; mit zunehmendem Tongehalt werden die Korrelationskoeffizienten geringer (Abbildung 11).

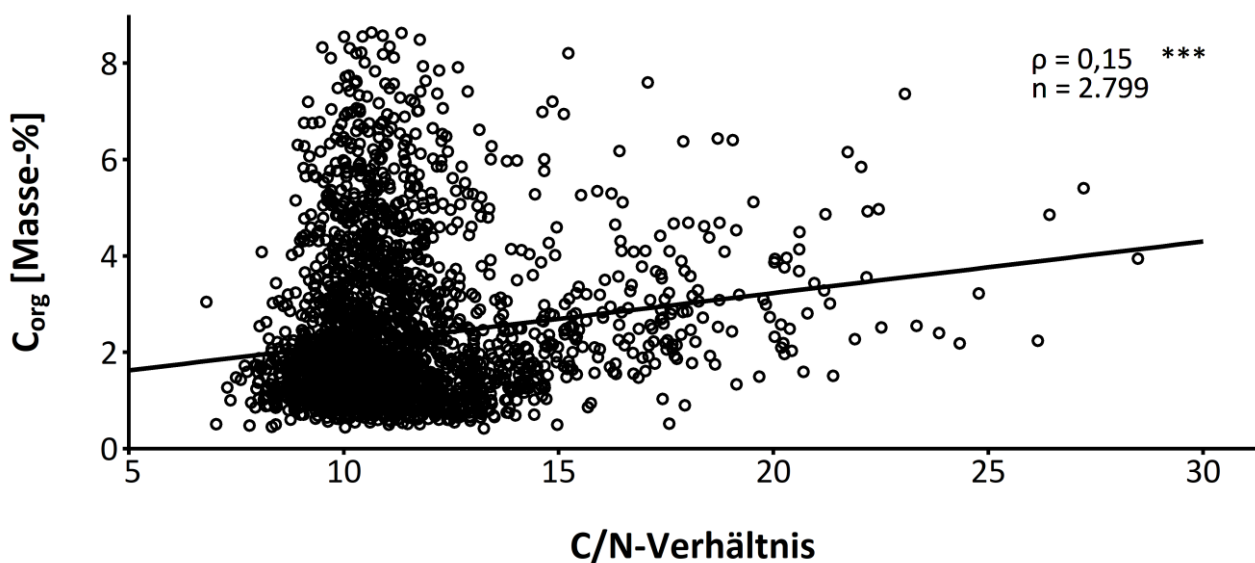


Abbildung 9: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$); zur besseren Sichtbarkeit des Zusammenhanges wurde die Gerade der linearen Regression eingezeichnet

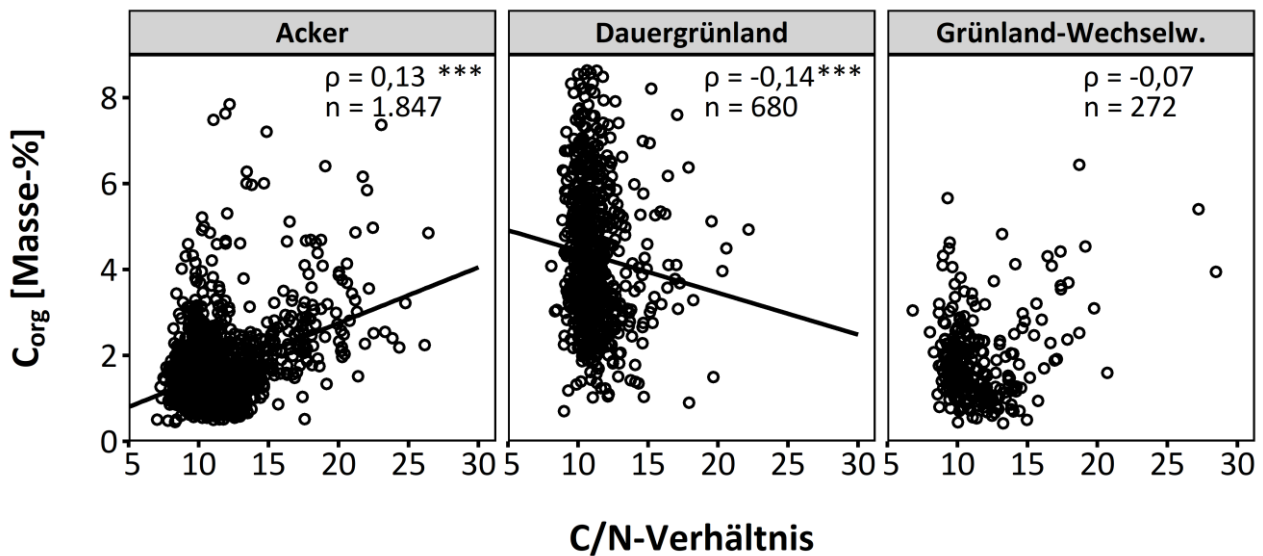


Abbildung 10: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses; aufgeteilt nach Landnutzungsart (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$); zur besseren Sichtbarkeit des Zusammenhanges wurde die Gerade der linearen Regression eingezeichnet

Das Ziel der Stratifizierung nach C/N-Verhältnis war es, sogenannte schwarz-humose Sande, die aus ehemaligen Mooren oder aus Heidenutzung entstanden sind, als eigene Klasse abzutrennen (s. Kapitel 3.2.2). Da insbesondere die Heidenutzung auf sandige Standorte beschränkt war, und der Zusammenhang zwischen C/N-Verhältnis und C_{org} -Gehalt bei den weniger sandigen Texturklassen schwächer und teilweise nicht vorhanden war, erfolgte die Stratifizierung als dritte Stratifizierungsstufe nur für die Texturklasse ‚leicht‘. Diese Texturklasse entspricht der vorwiegenden Textur der schwarz-humosen Sande. Zudem wäre bei den anderen Texturklassen eine Stratifizierung nach C/N-Verhältnis nur mit einer vergleichsweise niedrigen Klassengrenze des C/N-Verhältnisses möglich, da die sehr variablen und teilweise sehr weiten C/N-Verhältnisse nur in der Texturklasse ‚leicht‘ vorkommen. Im Gegensatz zu den Auswertungen der BZE-LW, für die schwarz-humose Sande als Standorte mit einem C/N-Verhältnis > 12 , einem Sandgehalt $> 70\%$ und den Bodentypen Podsol oder Plaggenesch definiert wurden, wurden in dieser Arbeit keine bodengenetischen Kriterien (Bodentyp) berücksichtigt, sondern klar definierte Messgrößen als Grundlage gewählt.

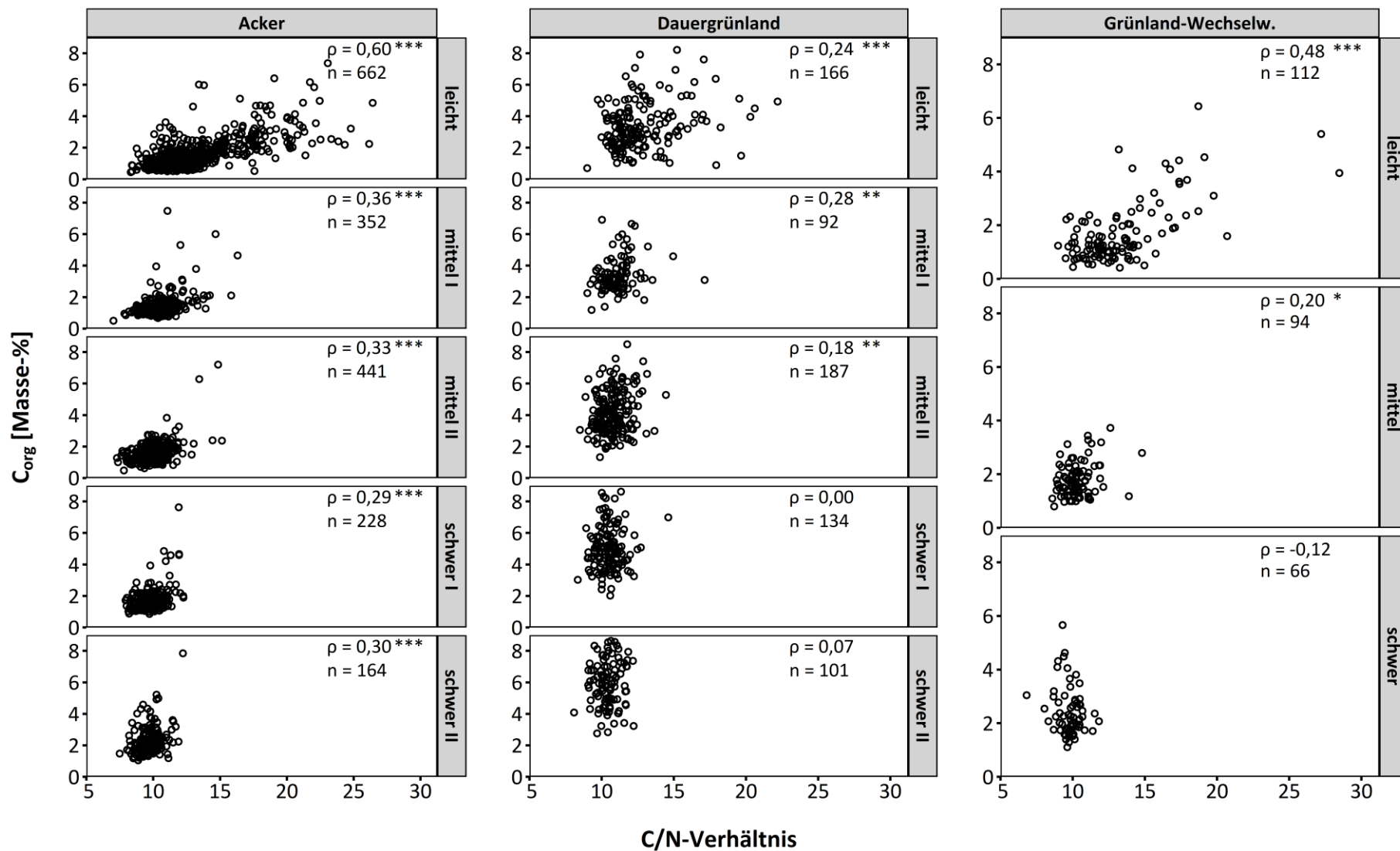


Abbildung 11: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses; aufgeteilt nach Landnutzungsart und Textur (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

Zusammenhang zwischen dem C_{org} -Eintrag und dem C/N-Verhältnis

Neben Standortfaktoren kann auch die Art der Flächenbewirtschaftung, z. B. die Art und Menge der ausgebrachten organischen Düngemittel oder die Fruchtfolge, einen Einfluss auf das C/N-Verhältnis haben. Um auszuschließen, dass durch die Stratifizierung nach C/N-Verhältnis Standorte abgetrennt werden, die nicht aufgrund ihrer Standortfaktoren, sondern durch die Art der Flächenbewirtschaftung erhöhte bzw. verringerte C_{org} -Gehalte haben, wurde an dieser Stelle der Zusammenhang zwischen C_{org} -Eintrag (umgerechnet in die mittlere jährliche Humus-C-Reproduktion) und C/N-Verhältnis analysiert. Dies ist wichtig, da standorttypische C_{org} -Gehalte in den Begriff des Standortes zwar die Landnutzungsart und historische Landnutzung einbeziehen, nicht aber die Art der rezenten Flächenbewirtschaftung (s. Kapitel 2.1). Die mittlere jährliche Humus-C-Reproduktion dient hierbei als allgemeine Kenngröße für die Art der Flächenbewirtschaftung.

Es zeigten sich sowohl ohne vorherige Stratifizierung als auch mit Stratifizierung nach Landnutzungsart und Textur geringe, negative Korrelationen zwischen mittlerer jährlicher Humus-C-Reproduktion und C/N-Verhältnis (Abbildung 12; Abbildung 13; Abbildung 14). Dies widerspricht dem zu erwartenden positiven Einfluss eines erhöhten C_{org} -Eintrages auf den C_{org} -Gehalt und das C/N-Verhältnis und ist durch einzelne Standorte mit sehr weitem C/N-Verhältnis begründet. Die hohe, insbesondere räumliche, Variabilität des C/N-Verhältnisses scheint den Zusammenhang zwischen C_{org} -Eintrag und C/N-Verhältnis auf Deutschlandebene zu überlagern. Allgemeine Trends lassen sich nicht erkennen. Deshalb ist bereits auf Basis dieser einfachen Auswertungen davon auszugehen, dass durch die Stratifizierung nach C/N-Verhältnis standortbedingt erhöhte C_{org} -Gehalte abgetrennt wurden und nicht Standorte, die durch die Bewirtschaftung der letzten Jahre erhöhte C_{org} -Gehalte haben.

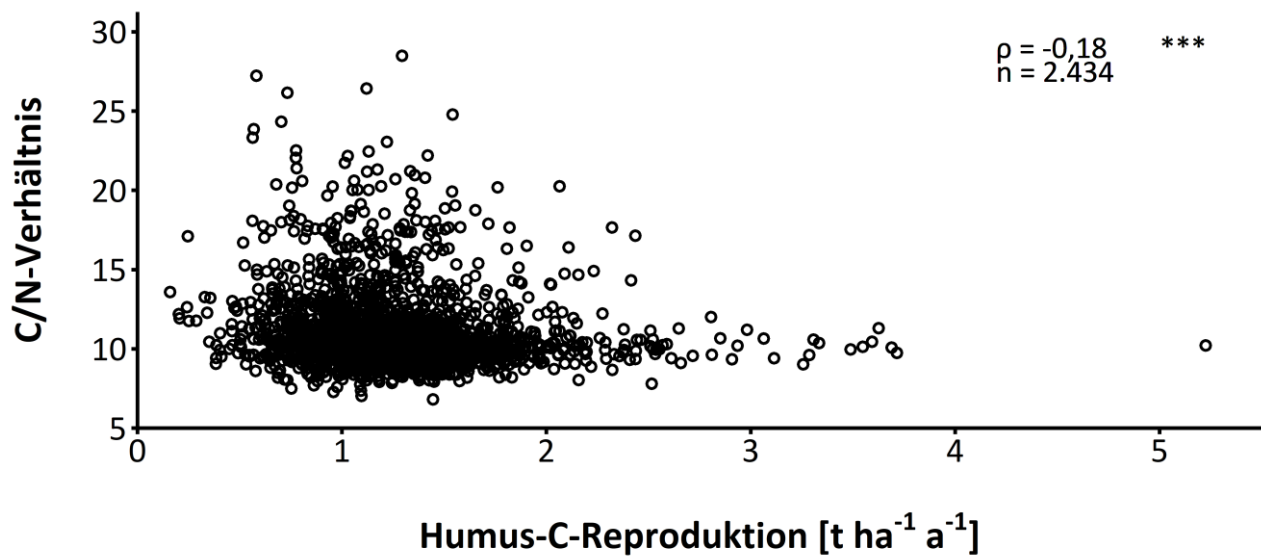


Abbildung 12: C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der mittleren jährlichen Humus-C-Reproduktion (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

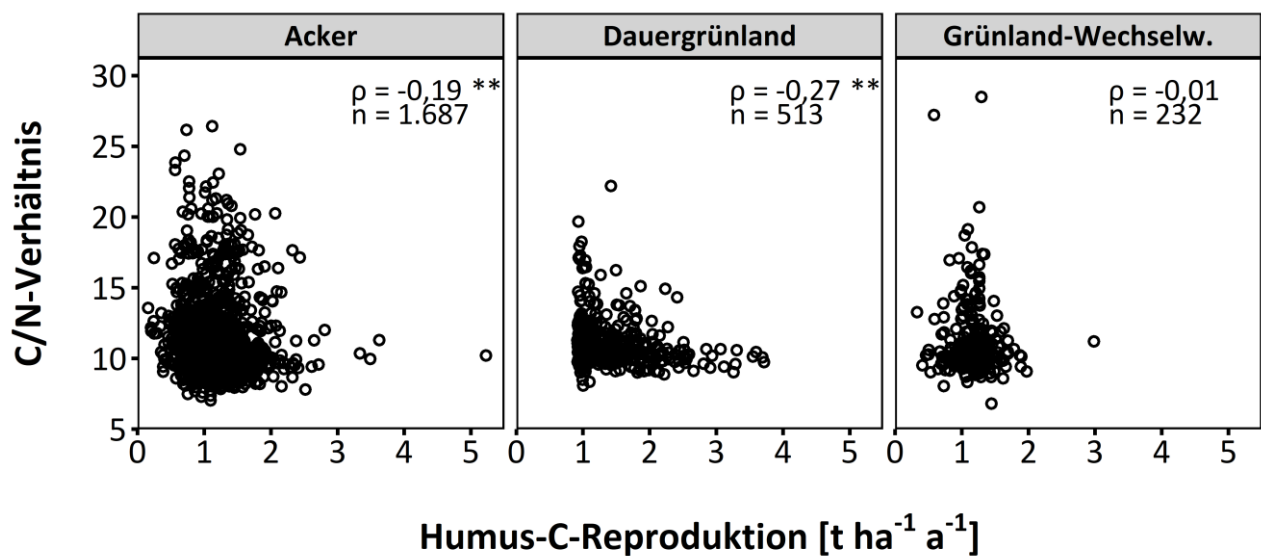


Abbildung 13: C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der mittleren jährlichen Humus-C-Reproduktion; aufgeteilt nach Landnutzungsart (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

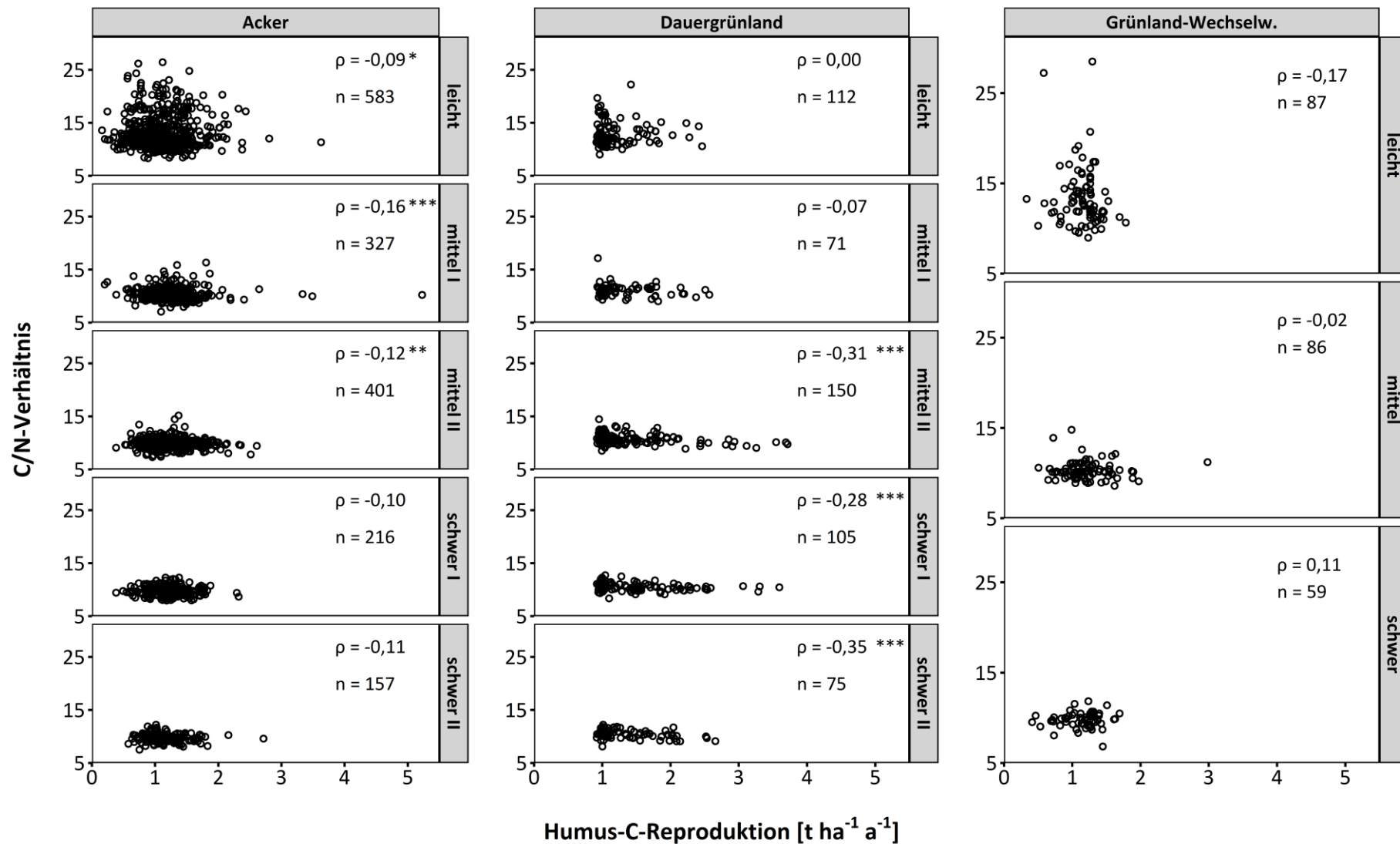


Abbildung 14: C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der mittleren jährlichen Humus-C-Reproduktion; aufgeteilt nach Landnutzungsart und Textur (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

Klassenbildung

Einheitlich definierte Grenzen, ab wann der mikrobielle Abbau aufgrund des C/N-Verhältnisses gehemmt bzw. wann er optimal ist, gibt es nicht (s. Kapitel 2.2). Vielmehr handelt es sich um einen stetigen Zusammenhang – je weiter das C/N-Verhältnis, desto langsamer der mikrobielle Abbau (Overesch, 2007; Springob & Kirchmann, 2003; Wardle, 1992). Deshalb wurden die Klassengrenzen des C/N-Verhältnisses hinsichtlich der für die Klassenbildung festgelegten Kriterien optimal festgelegt.

Für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ wurde der Algorithmus zur Klassenbildung kontinuierlicher Variablen ausgeführt, um für die einzelnen Klassen die optimale Klassengrenze des C/N-Verhältnisses zu ermitteln (s. Kapitel 3.2.3). Die Ergebnisgrafiken sind Anhang A zu entnehmen. Für Ackerflächen zeigten sich mit zunehmender Klassengrenze des C/N-Verhältnisses zunehmende Unterschiede zwischen den Klassen ($\text{Differenzen}_{\text{addiert}}$), d. h. der Überlappungsbereich der Wertebereiche wird geringer. Mit zunehmender Klassengrenze des C/N-Verhältnisses wird auch die Variabilität des C_{org} -Gehaltes innerhalb der Klassen ($\text{Wertebereiche}_{\text{addiert}}$), also die Spannweiten der Wertebereiche, größer. Die Klassengrenze wurde immer so gesetzt, dass noch eine relevante Anzahl an Standorten in der Klasse mit weitem C/N-Verhältnis ist. Bei der Mindestanzahl von 20 Standorten pro Klasse (Kriterium 3; s. Kapitel 3.2.3) entspricht dies für Ackerflächen einer Klassengrenze bei einem C/N-Verhältnis von 20,5. Für ‚Dauergrünland‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ zeigen sich hinsichtlich der Variabilität innerhalb der Klassen ($\text{Wertebereiche}_{\text{addiert}}$) kaum Unterschiede; die Unterschiede zwischen den Klassen ($\text{Differenzen}_{\text{addiert}}$) sind bei einem C/N-Verhältnis von 15 (Dauergrünland) bzw. 15,25 (Grünland-Wechselwirtschaft) am höchsten. Zur Klassenbildung wird hier dem Kriterium 4 (Einheitlichkeit und Praktikabilität der Klassengrenzen; s. Kapitel 3.2.3) Vorrang gegeben und die Klassengrenze für alle drei Landnutzungsarten einheitlich bei einem C/N-Verhältnis von 15 gesetzt. Für alle Landnutzungsarten wurden die Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ dementsprechend in die Klassen ‚C/N-Verhältnis ≤ 15 ‘ und ‚C/N-Verhältnis >15 ‘ aufgeteilt.

Klassenspezifische C_{org} -Gehalte

Die Stratifizierung nach C/N-Verhältnis führte zu einer deutlichen Differenzierung der Verteilungen der C_{org} -Gehalte. Für alle Landnutzungsarten ist der Modalwert der Klasse ‚C/N-Verhältnis > 15 ‘ höher als der Modalwert der Klasse ‚C/N-Verhältnis ≤ 15 ‘ (Abbildung 15). Kolmogorow-Smirnow-Tests bestätigten signifikante Unterschiede zwischen den Verteilungen für alle Landnutzungsarten (Tabelle 7) und die Klasseneinteilung wird dementsprechend übernommen.

Tabelle 7: p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der C/N-Verhältnis-Klassen für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘; aufgeteilt nach Landnutzungsart

Acker, Texturklasse leicht		
C/N-Verhältnis	≤ 15	> 15
≤ 15	-	
> 15	< 0,001	-
Dauergrünland, Texturklasse leicht		
C/N-Verhältnis	≤ 15	> 15
≤ 15	-	
> 15	< 0,01	-
Grünland-Wechselwirtschaft, Texturklasse leicht		
C/N-Verhältnis	≤ 15	> 15
≤ 15	-	
> 15	< 0,001	-

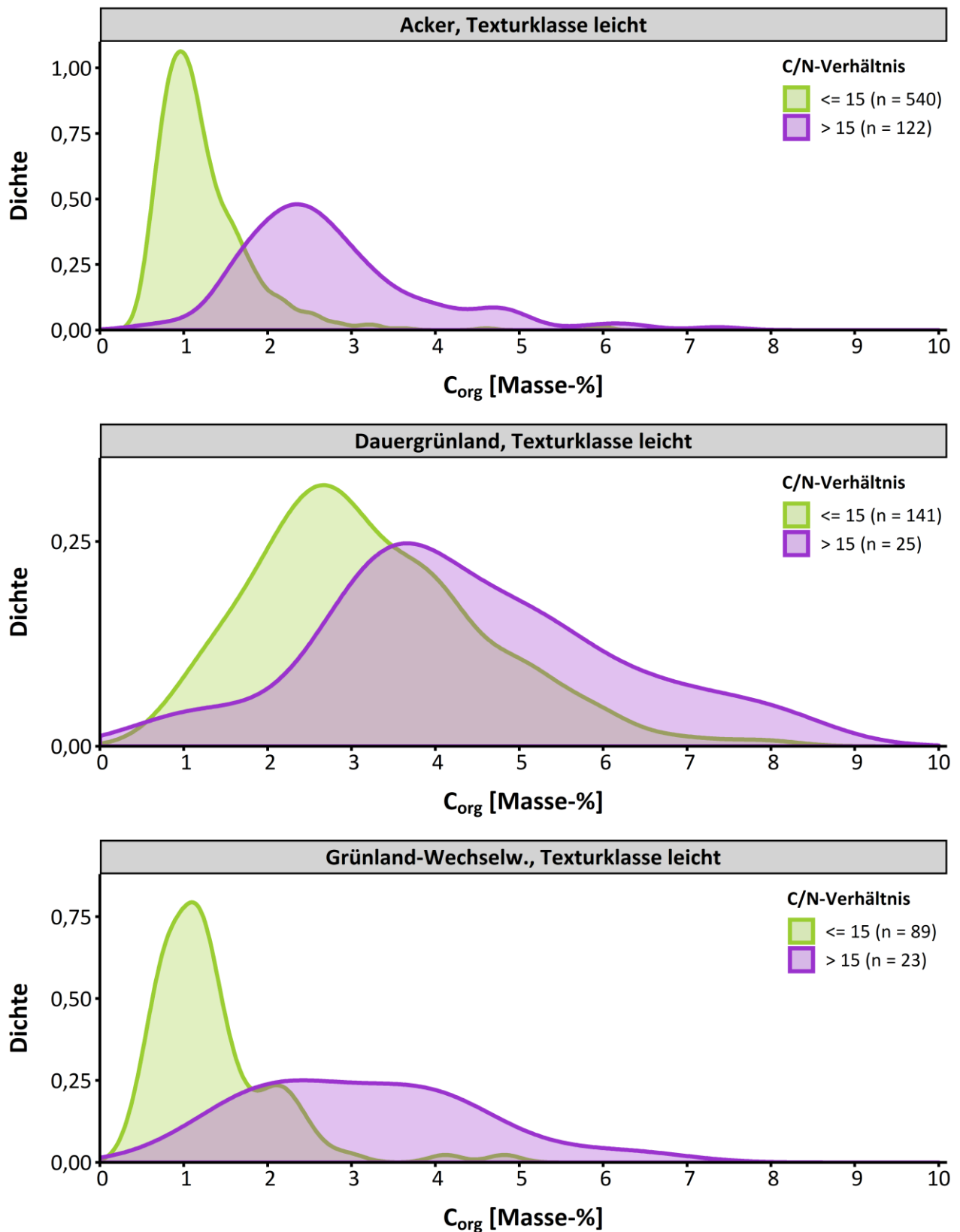


Abbildung 15: Verteilungen (Kerndichteschätzung) der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der C/N-Verhältnis-Klassen für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘; aufgeteilt nach Landnutzungsart; zur besseren Sichtbarkeit wurden die Ordinatenachsen unterschiedlich skaliert

Variabilität innerhalb der Klassen

Für die Landnutzungsart ‚Acker‘ zeigten sich sowohl innerhalb der Klasse ‚C/N-Verhältnis ≤ 15 ‘ als auch innerhalb der Klasse ‚C/N-Verhältnis > 15 ‘ signifikant positive Korrelationen zwischen C/N-Verhältnis und C_{org} -Gehalt. Eine ebenfalls signifikant positive Korrelation zeigte sich für die Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ innerhalb der Klasse ‚C/N-Verhältnis > 15 ‘. Für die Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und für ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ innerhalb der Klasse ‚C/N-Verhältnis ≤ 15 ‘ bestanden keine signifikanten Korrelationen (Abbildung 16). Um die Variabilität innerhalb der Klassen mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚leicht‘ zu verringern, folgte eine erneute Klassenbildung nach C/N-Verhältnis für diese Klassen. Für ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ war aufgrund der geringen Standortanzahl keine weitere Aufteilung der Klasse ‚C/N-Verhältnis > 15 ‘ möglich. Für die Landnutzungsarten ‚Dauergrünland‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ blieb die Einteilung in die Klassen ‚C/N-Verhältnis ≤ 15 ‘ und ‚C/N-Verhältnis > 15 ‘ bestehen.

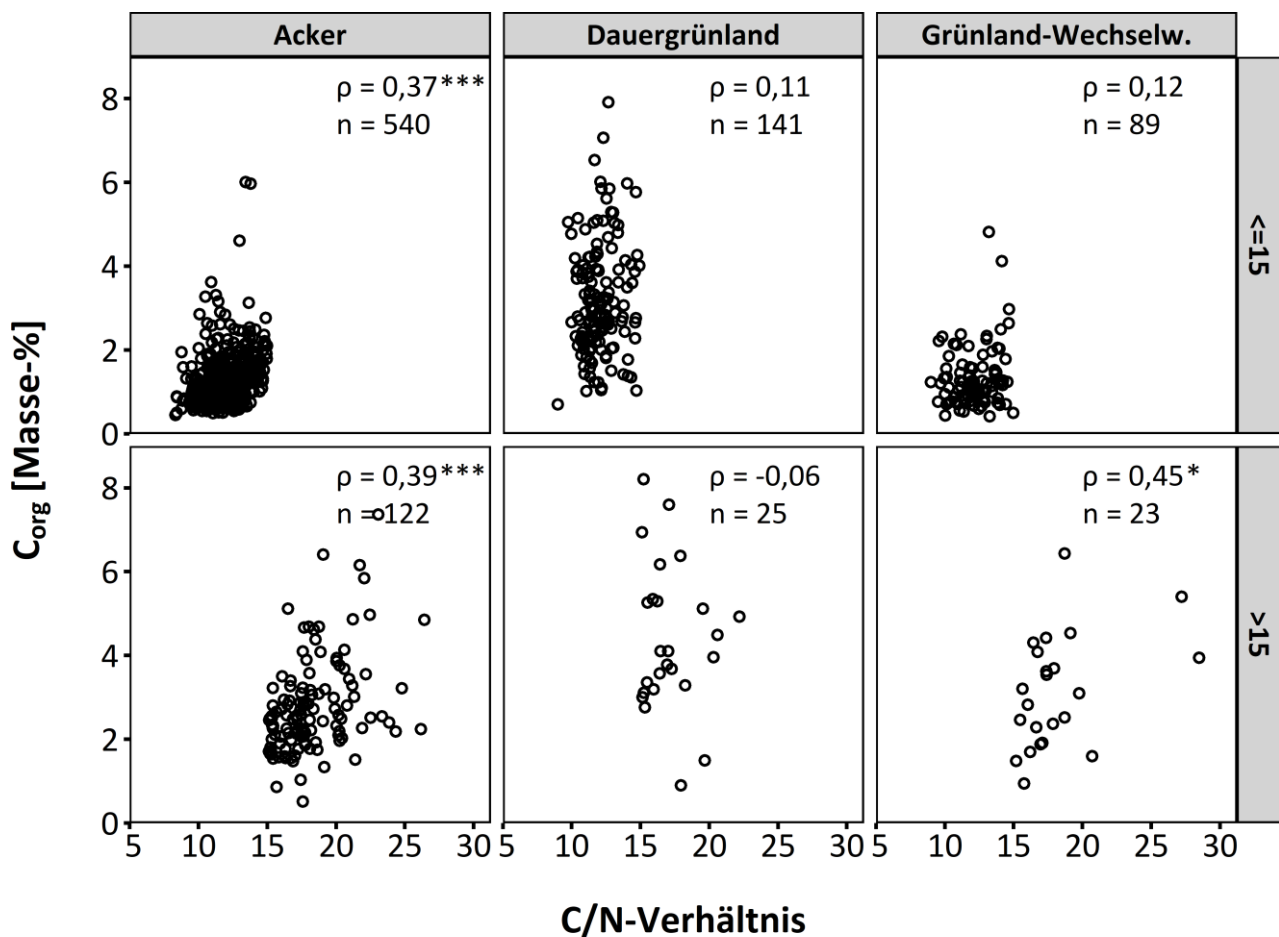


Abbildung 16: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘; aufgeteilt nach ‚C/N-Verhältnis ≤ 15 ‘ und ‚C/N-Verhältnis > 15 ‘ und der Landnutzungsart (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

Verfeinerte Klassenbildung

Für die Klassen mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚leicht‘ wurde der Algorithmus zur Klassenbildung kontinuierlicher Variablen (s. Kapitel 3.2.3) erneut für die bereits eingeteilten Klassen ‚C/N-Verhältnis ≤ 15 ‘ und ‚C/N-Verhältnis > 15 ‘ ausgeführt. Die Ergebnisgrafiken sind Anhang B zu entnehmen. Für die Klasse ‚C/N-Verhältnis ≤ 15 ‘ ergab sich eine weitere Klassengrenze bei 13,5 und für die Klasse ‚C/N-Verhältnis > 15 ‘ eine weitere Klassengrenze bei 20,5. Diese Klassengrenzen wurden jeweils abgerundet, und die Einteilung nach C/N-Verhältnis für die Landnutzungsart ‚Acker‘ mit der Texturklasse ‚leicht‘ erfolgt dementsprechend in die vier Klassen

- ≤ 13 ,
- $> 13 - \leq 15$,
- $> 15 - \leq 20$ und
- > 20 .

Klassenspezifische C_{org} -Gehalte nach verfeinerter Klassenbildung

Diese weitere Aufteilung der C/N-Verhältnis-Klassen für Ackerstandorte mit der Texturklasse ‚leicht‘ führte zu sich weiterhin gut abgrenzenden Klassen (Abbildung 17). Je höher die C/N-Verhältnis-Klasse, desto höher ist der Modalwert des C_{org} -Gehaltes (1,19 % bei ‚C/N-Verhältnis ≤ 13 ‘; 1,40 % bei ‚C/N-Verhältnis $\leq 13 - \leq 15$ ‘; 2,37 % bei ‚C/-Verhältnis $> 15 - \leq 20$ ‘; 2,45 % bei ‚C/N-Verhältnis > 20 ‘). Die Verteilungen der C_{org} -Gehalte der vier C/N-Verhältnis-Klassen unterscheiden sich signifikant, und die Einteilung wurde für Ackerflächen mit der Texturklasse ‚leicht‘ übernommen (Tabelle 8).

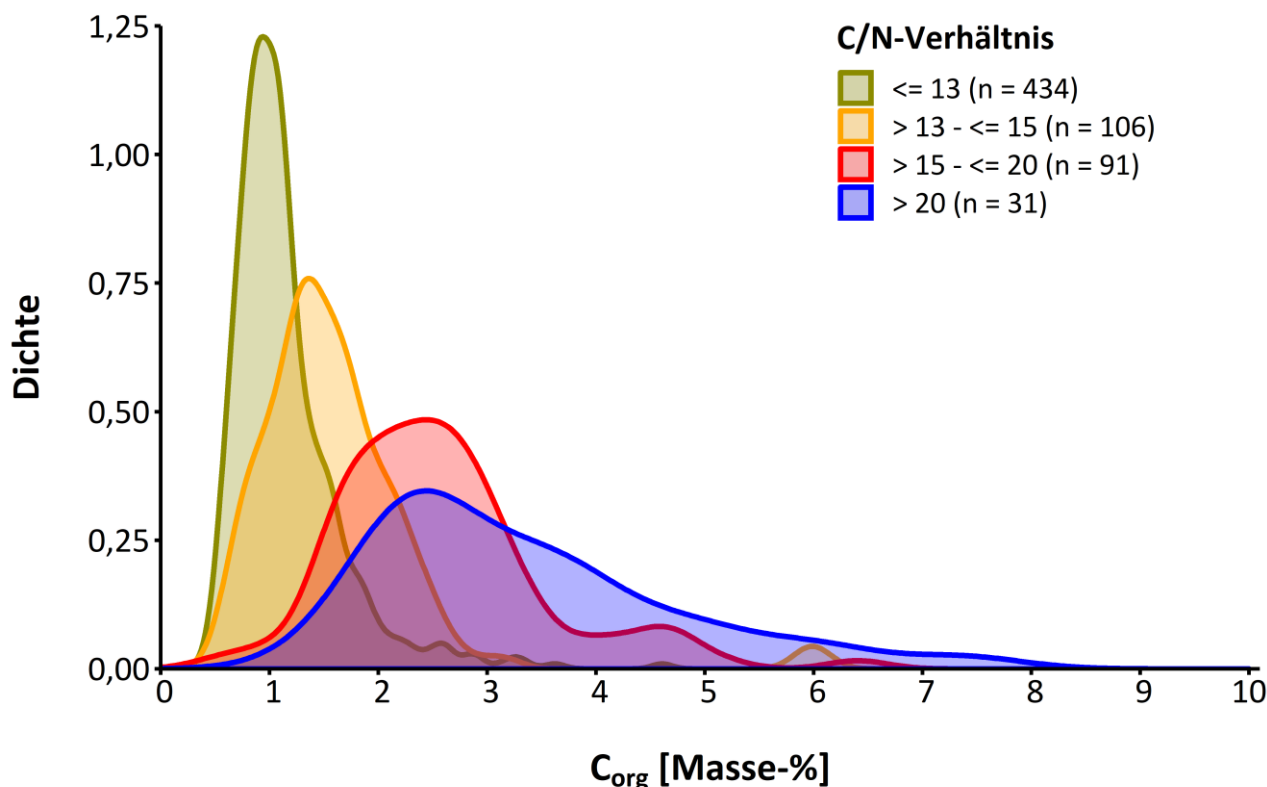


Abbildung 17: Verteilungen (Kerndichteschätzung) der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der C/N-Verhältnis-Klassen für Standorte der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

Tabelle 8: p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der C/N-Verhältnis-Klassen für Standorte der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

C/N-Verhältnis	< 13	> 13 – ≤ 15	> 15 – ≤ 20	> 20
< 13	-			
> 13 – ≤ 15	< 0,001	-		
> 15 – ≤ 20	< 0,001	< 0,001	-	
> 20	< 0,001	< 0,001	0,02	-

Variabilität innerhalb der Klassen nach verfeinerter Klassenbildung

Trotz der verfeinerten Klassenbildung für Ackerflächen mit der Texturklasse ‚leicht‘ zeigt sich für die Klasse ‚C/N-Verhältnis > 13 – ≤ 15‘ eine hohe Korrelation zwischen C/N-Verhältnis und C_{org} -Gehalt. Für die anderen Klassen ist die Korrelation noch signifikant, aber geringer als vor der Einteilung in vier Klassen (Abbildung 18). Es erfolgt keine weitere Aufteilung der Klassen, um aus Gründen der Praktikabilität für die spätere Anwendung nicht zu viele Klassen einzuteilen und noch eine ausreichende Anzahl an Standorten in jeder Klasse zu haben.

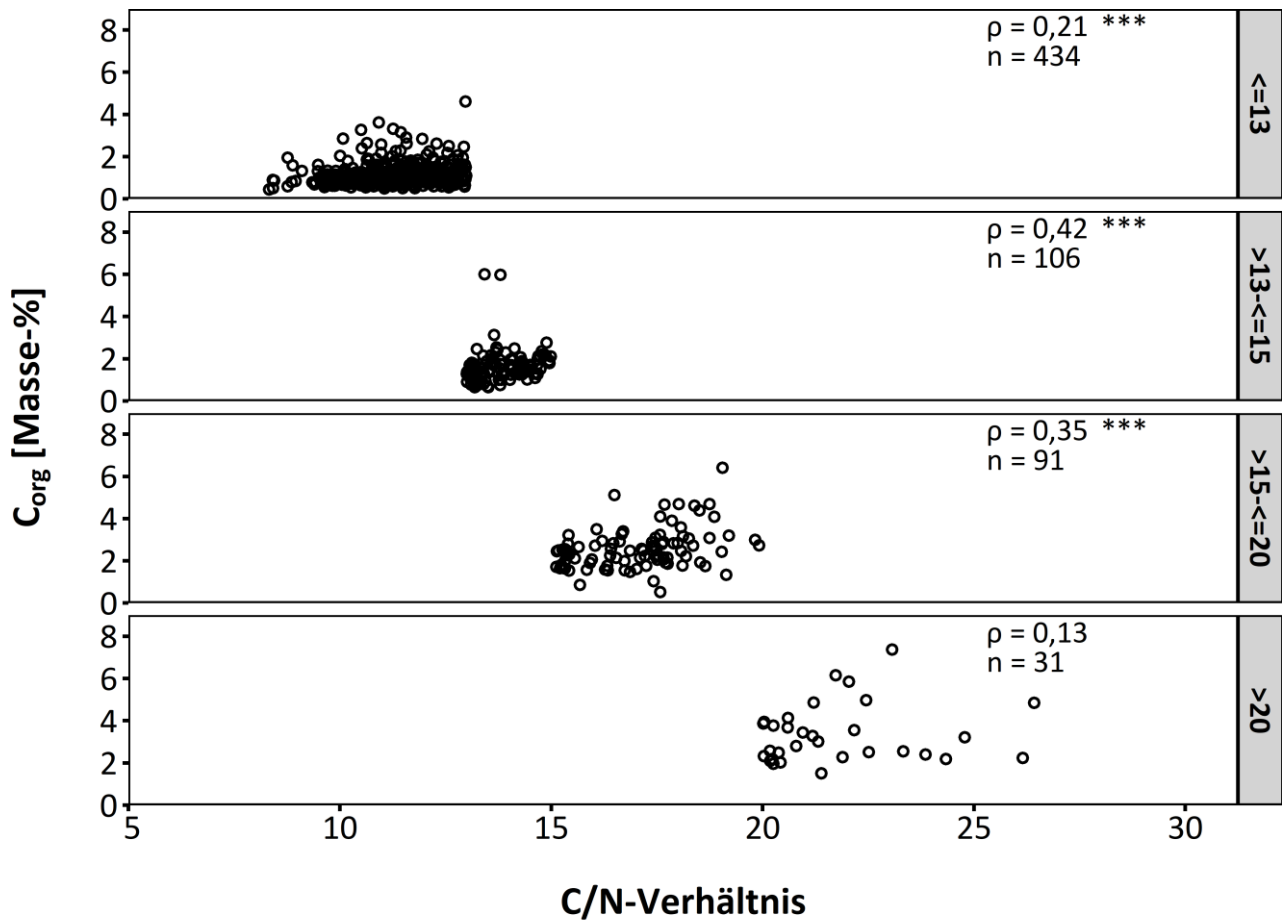
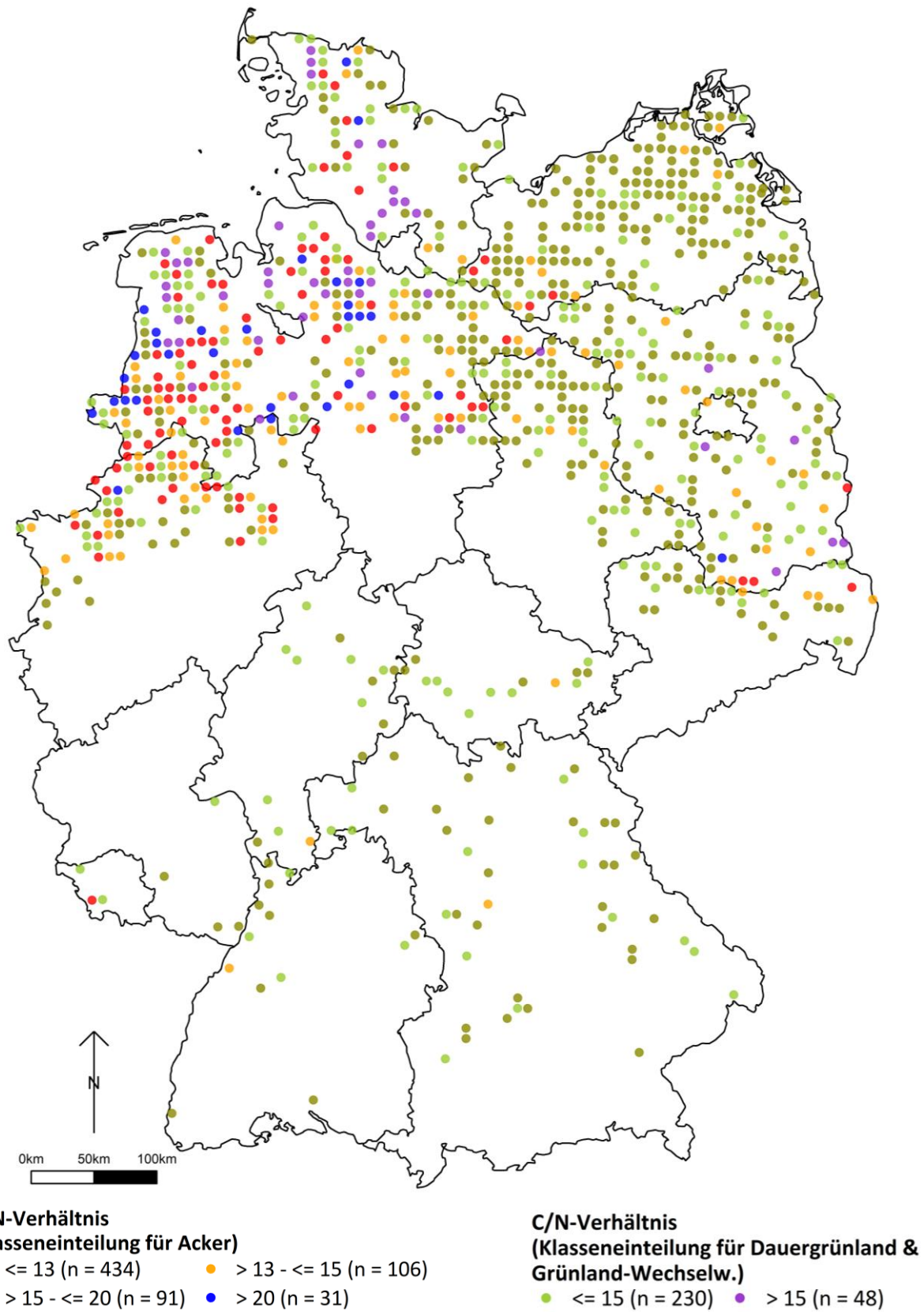


Abbildung 18: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses; aufgeteilt in vier C/N-Klassen für Standorte der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚leicht‘ (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

Räumliche Verteilung der Klassen

Die Klassen mit weitem C/N-Verhältnis ($> 15 - \leq 20$ und > 20 für Ackerstandorte bzw. > 15 für Dauergrünlandstandorte und Standorte mit Grünland-Wechselwirtschaft) liegen vor allem im Nordwesten Deutschlands (Karte 4). Obwohl schwarz-humose Sande für die Auswertungen der BZE-LW durch andere Kriterien definiert wurden (Jacobs et al., 2018), ist die Verbreitung ähnlich und kongruent mit den Gebieten historischer, verstärkter Heidenutzung und Moorausbreitung (Behre, 2008; De Smidt, 1979). Auch dies unterstützt die Annahme, dass es sich bei den nach C/N-Verhältnis abgegrenzten Standorten vor allem um schwarz-humose Sande handelt.



Karte 4: Räumliche Verteilung der C/N-Verhältnis-Klassen aller Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft mit der Texturklasse ‚leicht‘ (ohne Moor- und moorähnliche Böden und Sonderkulturen)

4.1.4 Klima (Jahresgesamtniederschlag)

Zusammenhang mit dem C_{org} -Gehalt

In vergleichbaren Arbeiten (Capriel, 2010; Marx et al., 2016; Neufeldt, 2005) wurde die Höhenlage eines Standortes als geeignetste Kenngröße für den Klimaeinfluss auf den C_{org} -Gehalt identifiziert. Die Höhenlage verbindet hierbei den Einfluss von Lufttemperatur und Niederschlag. Um zu überprüfen, welche Klimakenngröße in dieser Arbeit zur Stratifizierung geeignet ist, wurde zunächst der Einfluss des Jahresgesamtniederschlages, der Höhenlage und der Jahresmitteltemperatur auf den C_{org} -Gehalt analysiert.

Ohne Stratifizierung zeigte sich ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen Jahresgesamtniederschlag und C_{org} -Gehalt. Zwischen der Jahresmitteltemperatur und dem C_{org} -Gehalt besteht eine geringe negative Korrelation; zwischen der Höhenlage und dem C_{org} -Gehalt eine geringe positive Korrelation (Abbildung 19). Auf nationaler Skala ist folglich der Einfluss von Jahresmitteltemperatur und Höhenlage auf den C_{org} -Gehalt weniger bedeutend als der Einfluss des Jahresgesamtniederschlages. Diese Zusammenhänge zeigen sich auch mit Stratifizierung nach Landnutzungsart, Textur und C/N-Verhältnis (Abbildung 20; Abbildung 21; Abbildung 22; Tabelle 9). Die Korrelationskoeffizienten sind insgesamt geringer als vor der Stratifizierung. Der Zusammenhang zwischen Jahresgesamtniederschlag und C_{org} -Gehalt scheint hier bereits durch die Faktoren ‚Landnutzungsart‘ und ‚Textur‘ teilweise abgedeckt zu werden. Ackerstandorte haben im Mittel über alle Klassen einen Jahresgesamtniederschlag von 733 ± 132 mm, Dauergrünlandstandorte hingegen 888 ± 250 mm. Auch zwischen den Texturklassen zeigt sich eine Differenzierung hinsichtlich des Jahresgesamtniederschlages: Leichte Dauergrünlandstandorte haben im Mittel einen Jahresgesamtniederschlag von 739 ± 121 mm, Dauergrünlandstandorte mit sehr schweren Böden liegen im Mittel bei 925 ± 267 mm. Weiterhin am deutlichsten ist jedoch der Einfluss des Jahresgesamtniederschlages auf den C_{org} -Gehalt.

Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen von Meersmans et al. (2012) für Frankreich, jedoch im Gegensatz u. a. zu den Ergebnissen von Capriel (2010). Capriel (2010) konnte auf Bayernebene auch einen signifikanten Zusammenhang zwischen C_{org} -Gehalt und Temperatur sowie Höhenlage feststellen. Der Grund für diese unterschiedlichen Ergebnisse ist, dass die Bedeutung der Einflussfaktoren auf den C_{org} -Gehalt skalenabhängig ist (lokal, regional, national, global) (Manning et al., 2015; Wiesmeier et al., 2019). Auf Deutschlandebene ist der Höhengradient und in Abhängigkeit dessen auch der Temperaturgradient zwar groß, jedoch spielen Höhengradienten auf Bayernebene eine größere Rolle, da mehr Standorte in hohen Lagen sind. Ebertseder et al. (2010) konnten für Standorte, die niedriger als 400 m liegen, keinen Einfluss der Höhenlage auf den Humusgehalt nachweisen. Auch Wiesmeier et al. (2019) geben an, dass die Höhenlage vor allem auf lokaler Skala guten Prognosewert hat und kein guter Indikator für den C_{org} -Gehalt insgesamt flacher Gebiete ist. Dementsprechend erfolgte eine weitere Stratifizierung der bereits gebildeten Klassen nach Jahresgesamtniederschlag.

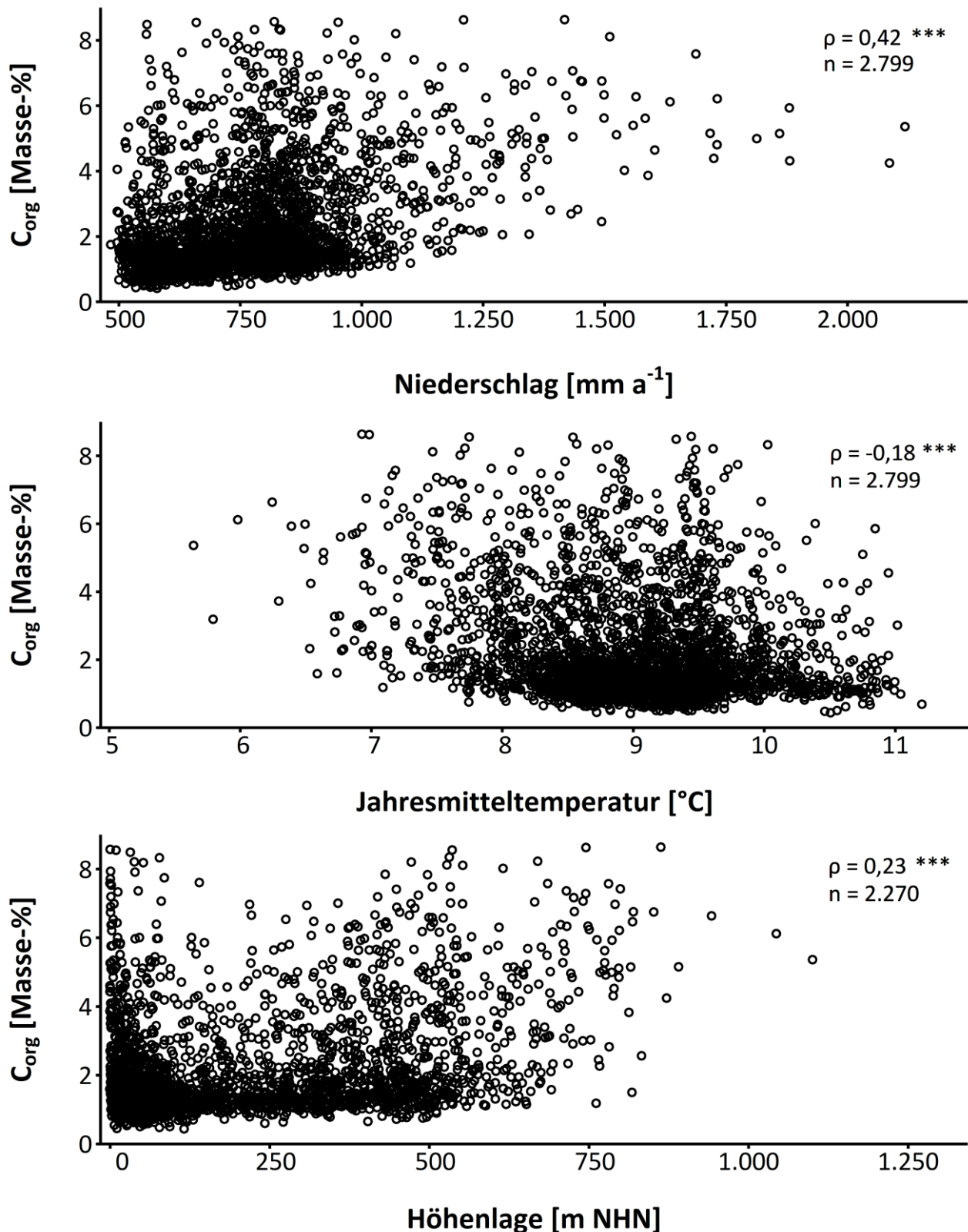


Abbildung 19: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des Jahresgesamtniederschlages bzw. der Jahresmitteltemperatur (Lufttemperatur) bzw. der Höhenlage (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

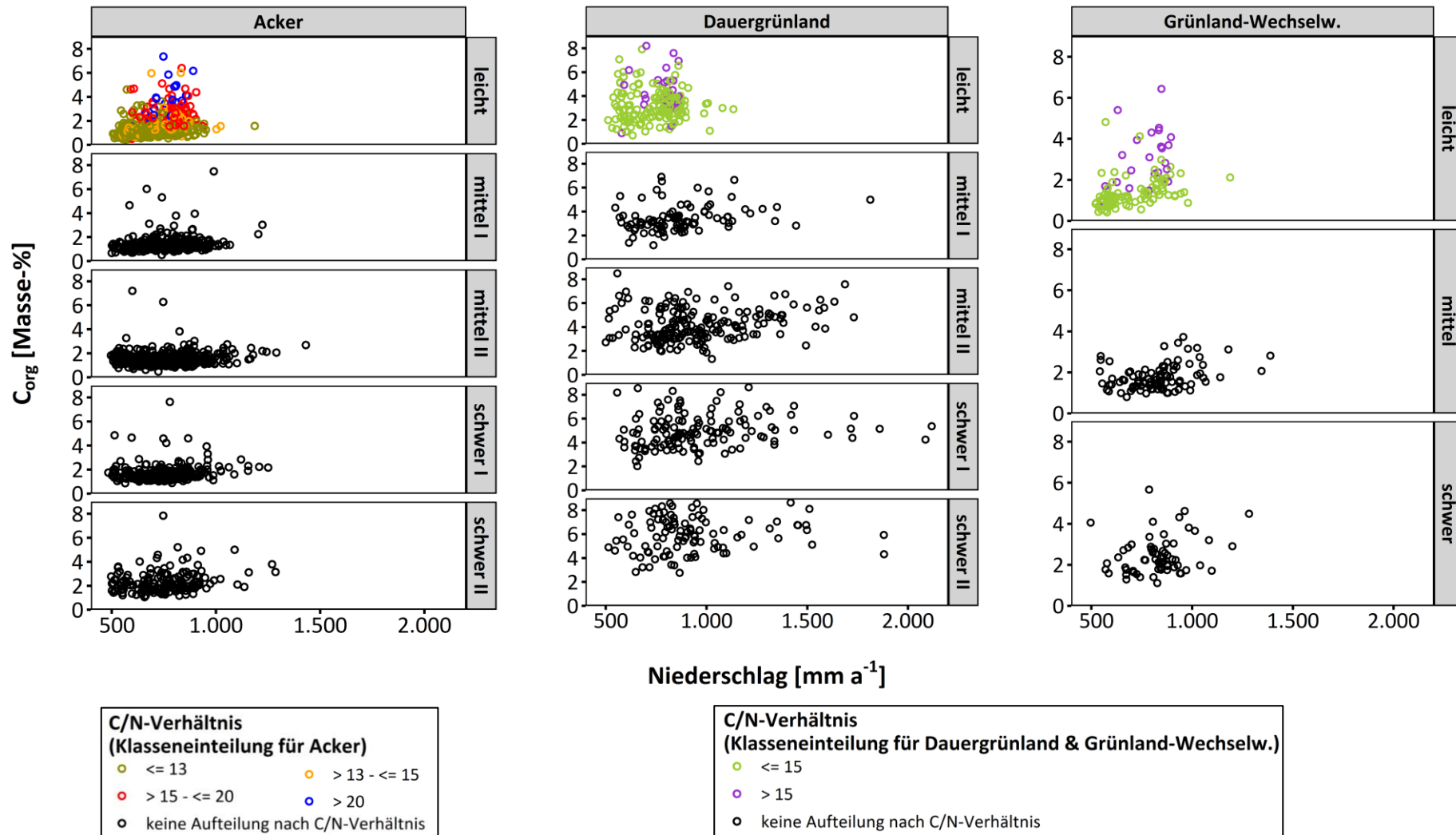


Abbildung 20: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des Jahresgesamtniederschlages; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis

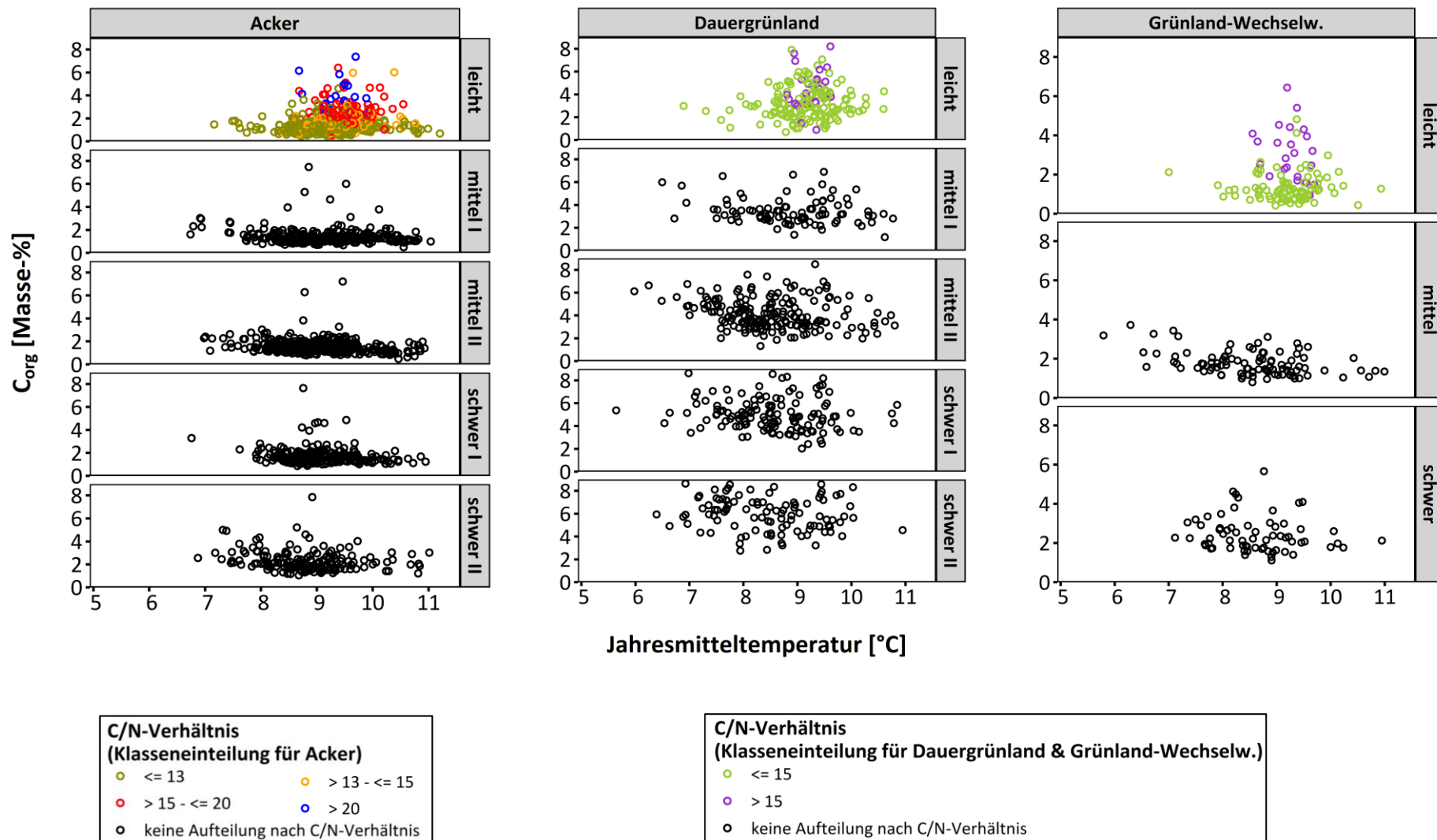


Abbildung 21: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit der Jahresmitteltemperatur (Lufttemperatur); aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis

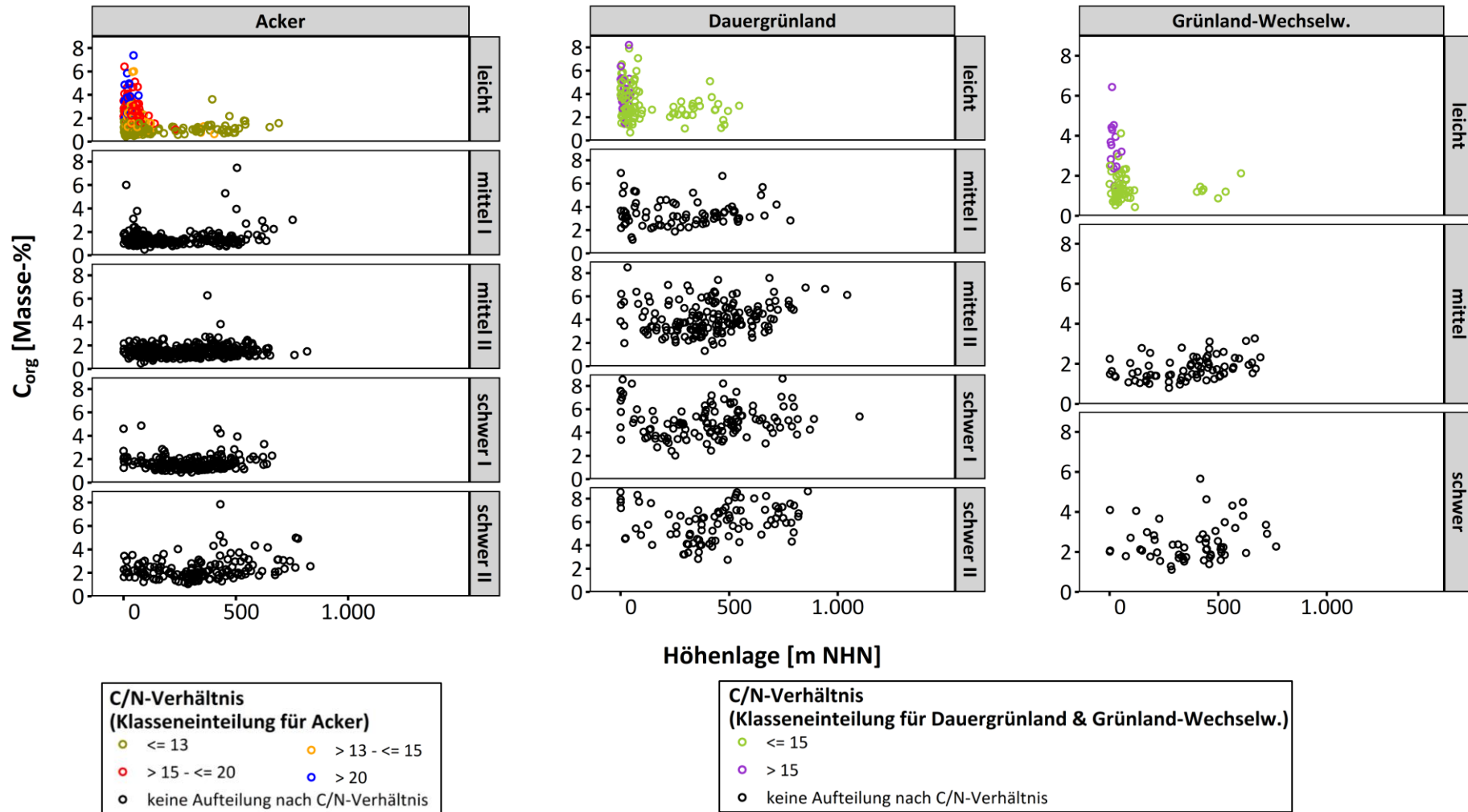


Abbildung 22: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit der Höhenlage; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis

Tabelle 9: Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman (***) kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$) des Zusammenhanges zwischen dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und dem Jahresgesamtniederschlag bzw. der Jahresmitteltemperatur (Lufttemperatur) bzw. der Höhenlage; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis; Anzahl (n) der Beprobungspunkte innerhalb einer Klasse

Landnutzungsart	Texturklasse	C/N-Verhältnis	Jahresgesamtniederschlag		Jahresmitteltemperatur		Höhenlage	
			n	ρ	n	ρ	n	ρ
Acker	leicht	≤ 13	434	0,38 ***	434	0,07	326	-0,04
	leicht	$> 13 - \leq 15$	106	0,42 ***	106	0,35 ***	84	- 0,33 ***
	leicht	$> 15 - \leq 20$	91	0,05	91	0,00	81	- 0,25 *
	leicht	> 20	31	0,22	31	- 0,27	28	- 0,11
	mittel I	/	352	0,26 ***	352	- 0,09	273	0,04
	mittel II	/	441	0,10 *	441	- 0,19 ***	375	0,11 *
	schwer I	/	228	0,21 ***	228	- 0,11	194	0,06
	schwer II	/	164	0,18 *	164	- 0,21 ***	144	0,22 **
Dauergrünland	leicht	≤ 15	141	0,06	141	0,09	102	- 0,29 ***
	leicht	> 15	25	0,06	25	0,23	17	- 0,07
	mittel I	/	92	0,29 ***	92	- 0,13	76	0,07
	mittel II	/	187	0,21 ***	187	- 0,23 ***	163	0,22 **
	schwer I	/	134	0,21 **	134	- 0,18 *	121	0,14
	schwer II	/	101	0,10	101	- 0,16	89	0,26 **
Grünland-Wechselw.	leicht	≤ 15	89	0,56 ***	89	0,06	53	0,07
	leicht	> 15	23	0,39	23	- 0,33	15	- 0,35
	mittel	/	94	0,32 ***	94	- 0,34 ***	73	0,43 ***
	schwer	/	66	0,19	66	- 0,17	56	0,18

Klassenbildung

Für alle bereits nach Landnutzungsart, Textur und C/N-Verhältnis gebildeten Klassen wurde der Algorithmus zur Klassenbildung kontinuierlicher Variablen ausgeführt (s. Kapitel 3.2.3). Ausnahme bildeten die Klassen mit sehr weitem C/N-Verhältnis (> 20 für ‚Acker‘ und > 15 für ‚Dauergrünland‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘). Da bereits wenige Standorte in diesen Klassen sind, war eine weitere Stratifizierung unter Berücksichtigung des Kriteriums 3 zur Klassenbildung (mindestens 20 Standorte pro Klasse, s. Kapitel 3.2.3) nicht möglich.

Die Abbildungen der Klassenbildung sind Anhang C zu entnehmen. Entsprechend ergeben sich die aus Tabelle 10 ersichtlichen Niederschlagsklassengrenzen. Alle bereits gebildeten Klassen wurden entsprechend in eine Klasse kleiner bzw. gleich der gesetzten Niederschlagsklassengrenze und in eine Klasse größer der Niederschlagsklassengrenze eingeteilt. Alle Niederschlagsklassengrenzen sind hierbei auf Vielfache von 50 mm gerundet; wobei nur aufgerundet wurde, wenn die minimale Anzahl von 20 Standorten pro Klasse noch gegeben war. Die Klassengrenzen sind in 80 % der Fälle unter Vorrang des Kriteriums 1 (maximale Unterschiede zwischen den Klassen) gesetzt worden. In 20 % der Fälle konnte sowohl Kriterium 1 als auch Kriterium 2 (minimale Variabilität innerhalb der Klassen) berücksichtigt werden.

Tabelle 10: Niederschlagsklassengrenzen für die Bildung zweier Niederschlagsklassen der bereits nach Landnutzungsart, Textur und C/N-Verhältnis eingeteilten Klassen

Landnutzungsart	Texturklasse	C/N-Verhältnis	Niederschlagsklassengrenzen [mm a^{-1}]	
			Obergrenze	Untergrenze
Acker	leicht	≤ 13	≤ 700	> 700
	leicht	$> 13 - \leq 15$	≤ 650	> 650
	leicht	$> 15 - \leq 20$	≤ 800	> 800
	mittel I	/	≤ 850	> 850
	mittel II	/	≤ 1.000	> 1.000
	schwer I	/	≤ 900	> 900
	schwer II	/	≤ 900	> 900
Dauergrünland	leicht	≤ 15	≤ 650	> 650
	mittel I	/	≤ 950	> 950
	mittel II	/	≤ 1.250	> 1.250
	schwer I	/	≤ 750	> 750
	schwer II	/	≤ 750	> 750
Grünland-Wechselw.	leicht	≤ 15	≤ 800	> 800
	mittel	/	≤ 900	> 900
	schwer	/	≤ 850	> 850

Klassenspezifische C_{org} -Gehalte

Die Aufteilung der Standorte in zwei Niederschlagsklassen führte zu einer weiteren Differenzierung der Verteilungen der C_{org} -Gehalte. Die Standorte der Klassen mit hohem Jahresgesamtniederschlag haben über alle bisher gebildeten Klassen hinweg häufiger höhere C_{org} -Gehalte. In allen Fällen führte die Aufteilung auch zu einer Verschiebung des Modalwertes, wobei dieser für die Klasse mit höherem Jahresgesamtniederschlag immer höher lag als für die Klasse mit geringem Jahresgesamtniederschlag (Abbildung 23; Abbildung 24). Die meisten der Verteilungen unterschieden sich signifikant (Tabelle 11; Tabelle 12). Ausnahmen bildeten die Klassen ‚Acker/leicht/C/N >15 – ≤ 20‘, ‚Dauergrünland/leicht/C/N ≤ 15‘, ‚Dauergrünland/ schwer II‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft/schwer‘. Da aber auch bei diesen Klassen die Spannweiten und der Modalwert der Klassen mit hohem Jahresgesamtniederschlag höher lagen als für die Klassen mit geringem Jahresgesamtniederschlag, wurde die Klassenbildung nach Jahresgesamtniederschlag für alle Klassen übernommen.

Tabelle 11: p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der Niederschlagsklassen für Standorte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘; aufgeteilt nach Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis

Acker, Texturklasse leicht, C/N-Verhältnis ≤ 13		
Niederschlag [$mm\ a^{-1}$]	≤ 700	> 700
≤ 700	-	-
> 700	< 0,001	-
Acker, Texturklasse leicht, C/N-Verhältnis > 13 – ≤ 15		
Niederschlag [$mm\ a^{-1}$]	≤ 650	> 650
≤ 650	-	-
> 650	< 0,001	-
Acker, Texturklasse leicht, C/N-Verhältnis > 15 – ≤ 20		
Niederschlag [$mm\ a^{-1}$]	≤ 800	> 800
≤ 800	-	-
> 800	0,69	-
Acker, Texturklasse mittel I		
Niederschlag [$mm\ a^{-1}$]	≤ 850	> 850
≤ 850	-	-
> 850	< 0,001	-
Acker, Texturklasse mittel II		
Niederschlag [$mm\ a^{-1}$]	≤ 1.000	> 1.000
≤ 1.000	-	-
> 1.000	< 0,001	-
Acker, Texturklasse schwer I		
Niederschlag [$mm\ a^{-1}$]	≤ 900	> 900
≤ 900	-	-
> 900	< 0,001	-
Acker, Texturklasse schwer II		
Niederschlag [$mm\ a^{-1}$]	≤ 900	> 900
≤ 900	-	-
> 900	0,01	-

Tabelle 12: p -Werte des Kolmogorow-Smirnow-Tests auf unterschiedliche Verteilungen der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der Niederschlagsklassen für Standorte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ oder ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘; aufgeteilt nach Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis

Dauergrünland, Texturklasse leicht, C/N-Verhältnis ≤ 15		
Niederschlag	≤ 650	> 650
≤ 650	-	
> 650	0,12	-
Dauergrünland, Texturklasse mittel I		
Niederschlag [mm a ⁻¹]	≤ 950	> 950
≤ 950	-	
> 950	< 0,001	-
Dauergrünland, Texturklasse mittel II		
Niederschlag [mm a ⁻¹]	≤ 1.250	> 1.250
≤ 1.250	-	
> 1.250	< 0,01	-
Dauergrünland, Texturklasse schwer I		
Niederschlag [mm a ⁻¹]	≤ 750	> 750
≤ 750	-	
> 750	< 0,01	-
Dauergrünland, Texturklasse schwer II		
Niederschlag [mm a ⁻¹]	≤ 750	> 750
≤ 750	-	
> 750	0,13	-
Grünland-Wechselwirtschaft, Texturklasse leicht, C/N-Verhältnis ≤ 15		
Niederschlag [mm a ⁻¹]	≤ 800	> 800
≤ 800	-	
> 800	< 0,001	-
Grünland-Wechselwirtschaft, Texturklasse mittel		
Niederschlag [mm a ⁻¹]	≤ 900	> 900
≤ 900	-	
> 900	< 0,01	-
Grünland-Wechselwirtschaft, Texturklasse schwer		
Niederschlag [mm a ⁻¹]	≤ 850	> 850
≤ 850	-	
> 850	0,40	-

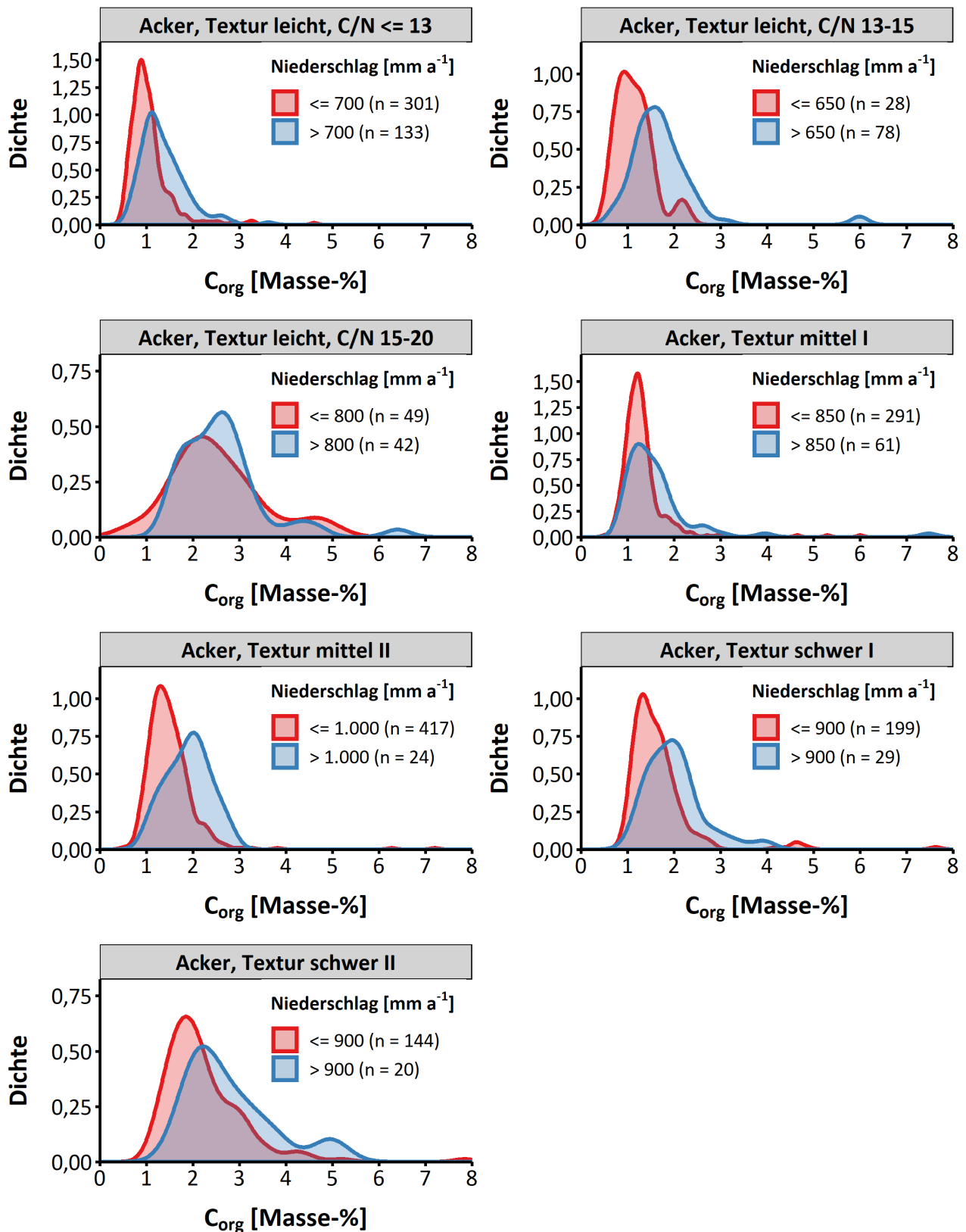


Abbildung 23: Verteilungen (Kerndichteschätzung) der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der Niederschlagsklassen für Standorte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘; aufgeteilt nach Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis; zur besseren Sichtbarkeit wurden die Ordinatenachsen unterschiedlich skaliert

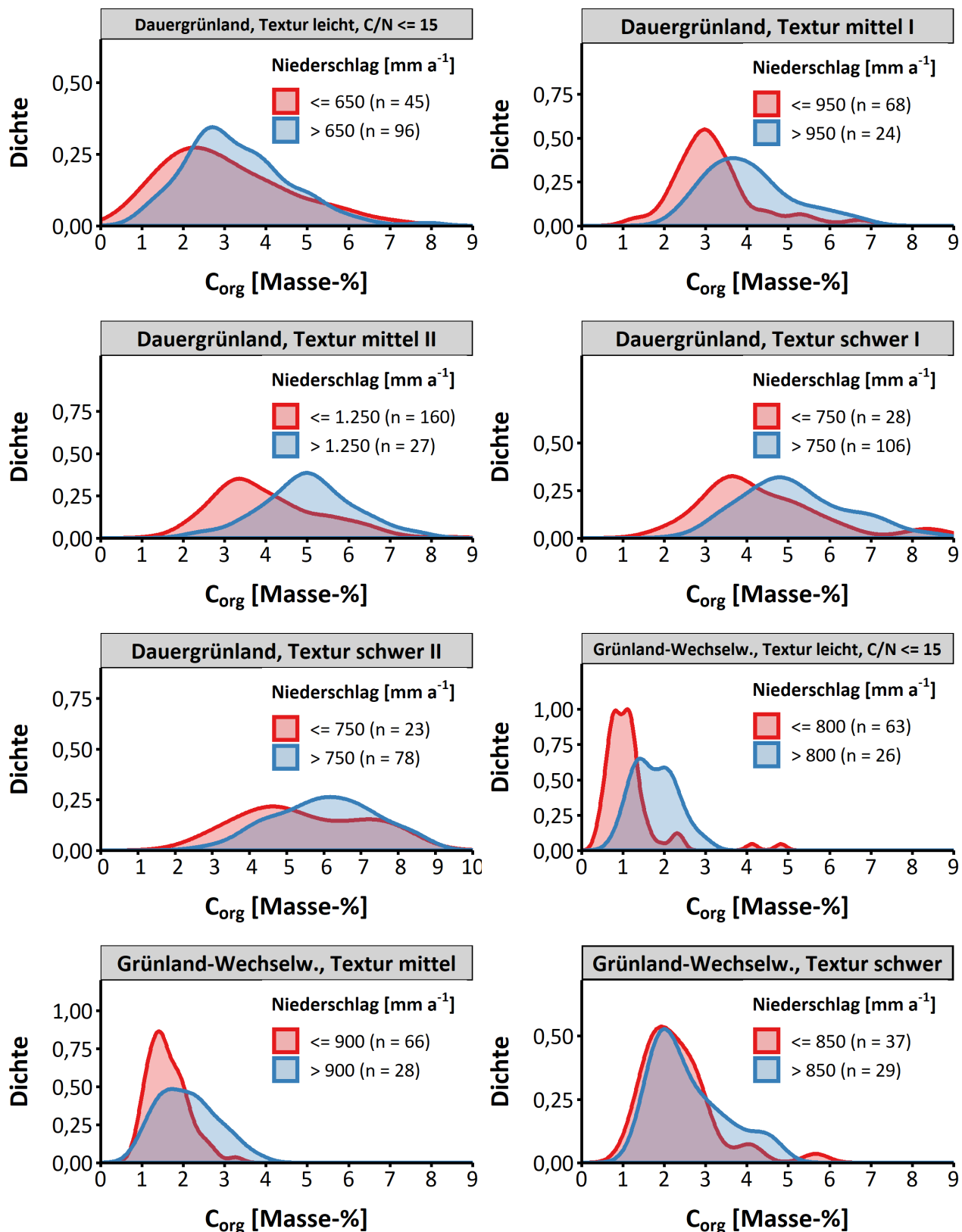


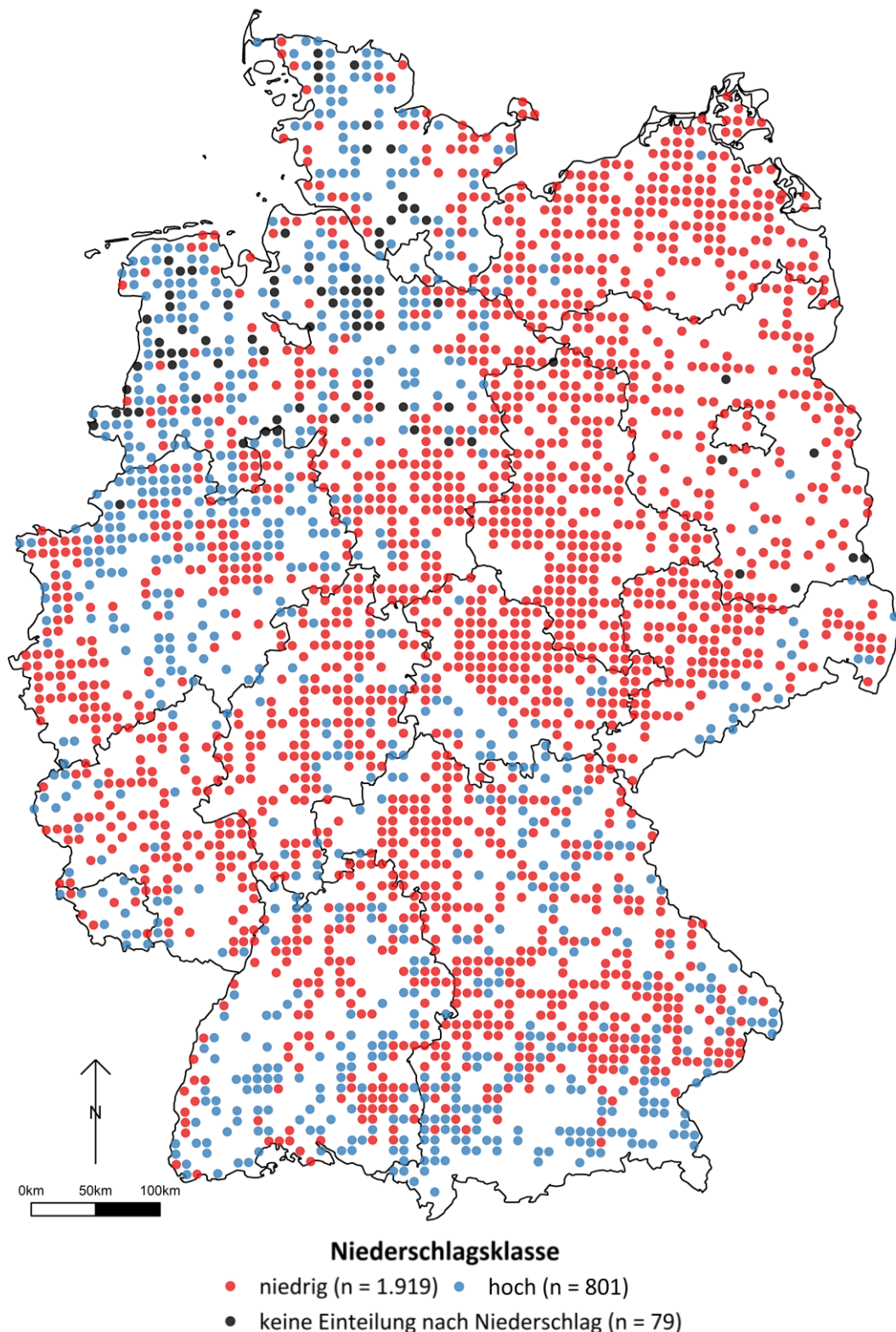
Abbildung 24: Verteilungen (Kerndichteschätzung) der Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) der Niederschlagsklassen für Standorte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ oder ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘; aufgeteilt nach Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis; zur besseren Sichtbarkeit wurden die Ordinatenachsen unterschiedlich skaliert

Variabilität innerhalb der Klassen

Die Aufteilung in zwei Niederschlagsklassen führte zu einer geringeren Variabilität innerhalb der Klassen. Vor der Stratifizierung nach Jahresgesamtniederschlag bestand bei 61 % der Klassen ein signifikanter Zusammenhang zwischen Jahresgesamtniederschlag und C_{org} -Gehalt (Tabelle 9); nach der Klassenbildung bei 13 % (Tabelle 13). Dementsprechend erfolgt keine weitere Aufteilung der Klassen.

Tabelle 13: Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman (***) kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$) des Zusammenhanges zwischen Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Jahresgesamtniederschlag; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur, für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis und nach den gebildeten Niederschlagsklassen; Anzahl (n) der Beprobungspunkte innerhalb einer Klasse

Landnutzungsart	Texturklasse	C/N-Verhältnis	Niederschlag [mm a ⁻¹]	n	ρ
Acker	leicht	≤ 13	≤ 700	301	0,20 ***
	leicht	≤ 13	> 700	133	0,13
	leicht	$> 13 - \leq 15$	≤ 650	28	0,27
	leicht	$> 13 - \leq 15$	> 650	78	0,08
	leicht	$> 15 - \leq 20$	≤ 800	49	- 0,03
	leicht	$> 15 - \leq 20$	> 800	42	0,02
	mittel I	/	≤ 850	291	0,19 ***
	mittel I	/	> 850	61	0,07
	mittel II	/	≤ 1.000	417	0,02
	mittel II	/	> 1.000	24	0,22
	schwer I	/	≤ 900	199	0,07
	schwer I	/	> 900	29	0,37 *
	schwer II	/	≤ 900	144	0,06
	schwer II	/	> 900	20	0,23
Dauergrünland	leicht	≤ 15	≤ 650	45	- 0,26
	leicht	≤ 15	> 650	96	- 0,01
	mittel I	/	≤ 950	68	0,05
	mittel I	/	> 950	24	- 0,06
	mittel II	/	≤ 1.250	160	0,06
	mittel II	/	> 1.250	27	0,29
	schwer I	/	≤ 750	28	- 0,13
	schwer I	/	> 750	106	0,06
	schwer II	/	≤ 750	23	0,11
	schwer II	/	> 750	78	- 0,03
Grünland-Wechselw.	leicht	≤ 15	≤ 800	63	0,32 **
	leicht	≤ 15	> 800	26	- 0,13
	mittel	/	≤ 900	66	0,1
	mittel	/	> 900	28	0,14
	schwer	/	≤ 850	37	0,03
	schwer	/	> 850	29	0,14



Karte 5: Räumliche Verteilung der Niederschlagsklassen aller Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (ohne Moor- und moorähnliche Böden und Sonderkulturen); keine Einteilung nach Niederschlag für Standorte mit sehr weitem C/N-Verhältnis (Ackerflächen mit der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis > 20; Dauergrünlandstandorte und Grünland-Wechselwirtschaftsstandorte mit der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis > 15)

Räumliche Verteilung der Klassen

Für die Kartendarstellung wurden die Niederschlagsklassen in die Kategorien ‚niedrig‘ (kleiner der jeweiligen Niederschlagsklassengrenze) und ‚hoch‘ (größer der jeweiligen Niederschlagsklassengrenze) eingeteilt. Es zeigt sich ein Niederschlagsgradient von ‚hoch‘ nach ‚niedrig‘ von West nach Ost (Karte 5). Außerdem befinden sich in höheren Lagen (Alpenvorland; Mittelgebirge) mehr Standorte mit hohem Jahresgesamtniederschlag.

4.1.5 Grundwasserstufe

Zusammenhang mit dem C_{org} -Gehalt

Die Grundwasserstufe kennzeichnet die Grundwasserbeeinflussung der Böden. Sie wird anhand des mittleren Grundwassertiefstands bestimmt, der sich aus der Horizontierung grundwasserbeeinflusster Böden ableiten lässt (Ad-hoc-AG Boden, 2005). Ohne Stratifizierung zeigte sich ein Einfluss der Grundwasserstufe auf den C_{org} -Gehalt. Mit abnehmendem Grundwasserstand (GWS1 zu GWS6) sinkt der C_{org} -Gehalt; ohne Grundwassereinfluss (0) ist er am niedrigsten (Abbildung 25). Mit Stratifizierung nach Landnutzungsart war der Einfluss des Grundwasserstandes nur für ‚Dauergrünland‘ erkennbar. Für die anderen Landnutzungsarten zeigte sich kein eindeutiger Zusammenhang (Abbildung 26). Mit zusätzlicher Stratifizierung nach Textur ließen sich mit Ausnahme der leichten Dauergrünlandstandorte keine deutlichen Zusammenhänge erkennen (Abbildung 27).

Diese Auswertungen legen nahe, dass der generell bestehende Einfluss des Grundwasserstandes auf den C_{org} -Gehalt durch die Faktoren ‚Landnutzungsart‘ und ‚Textur‘ bereits teilweise abgedeckt wird. Außerdem steht nur in wenigen Böden Grundwasser im Mittel höher als 40 cm unter Flur an. Nur 1 % der in der vorliegenden Arbeit analysierten Mineralböden sind mit diesem hohen Grundwassereinfluss auskartiert worden (Grundwasserstufe 1 und 2) und 7 % mit Grundwasserstufe 1 bis 3. Nur in diesen Böden zeigte sich ein deutlicher Einfluss des Grundwassers durch erhöhte Humusgehalte. Eine Stratifizierung nach Grundwasserstufe wäre dementsprechend nur ganz zu Anfang, als erste Stratifizierungsstufe, möglich. An dieser Stelle wurde den Standortfaktoren ‚Landnutzungsart‘ und ‚Textur‘ Vorrang gegeben, da diese in anderen Untersuchungen auf vergleichbarer Skala einen stärkeren Einfluss auf den C_{org} -Gehalt zeigten (Hobley et al., 2015; Vos et al., 2019). Darüber hinaus ist die Grundwasserstufe eine durch bodenkundliche Kartierer aufgenommene Kenngröße, benötigt also Expertenwissen, und entspricht deshalb nicht der Zielsetzung, dass die zur Ableitung verwendeten Standortfaktoren einfach erfassbar sein sollen und den meisten Landwirten vorliegen sollen.

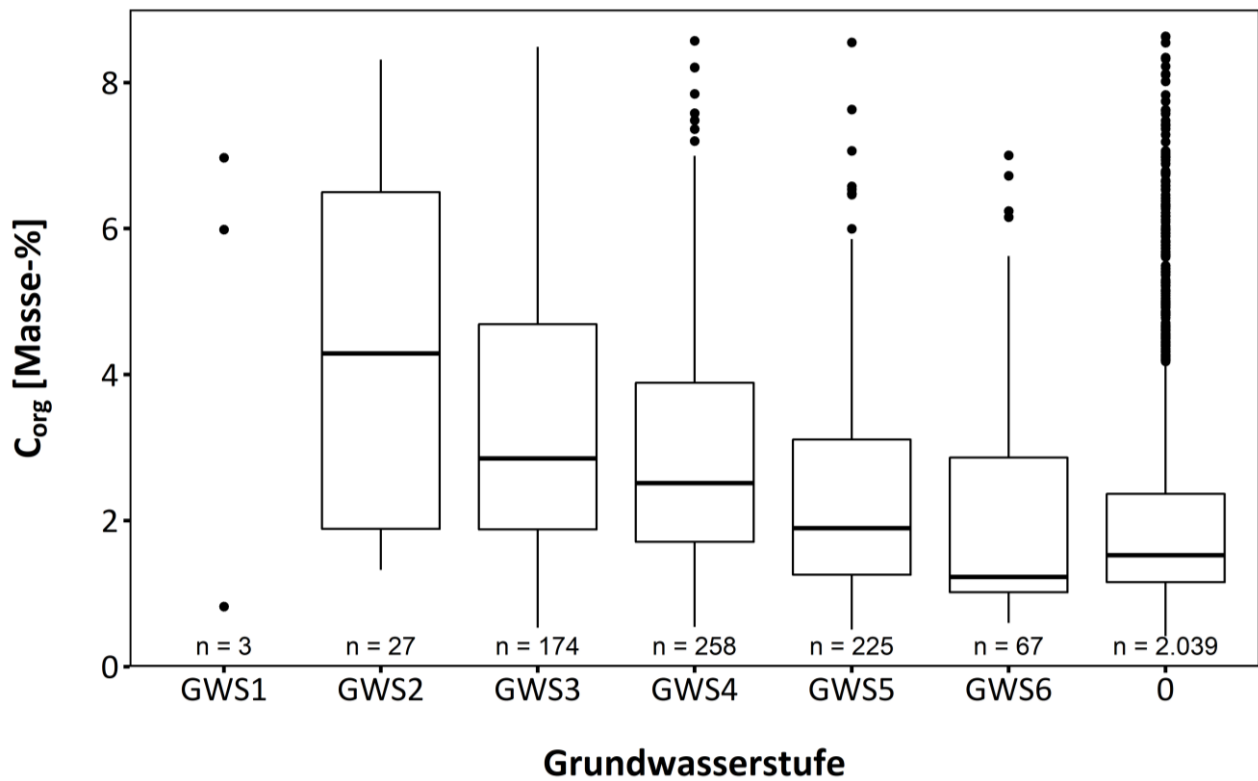


Abbildung 25: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit der Grundwasserstufe (GWS); je geringer die Grundwasserstufe, desto näher ist der mittlere Grundwasserstand an der Geländeoberfläche, 0 bedeutet kein Grundwassereinfluss; Boxplotdarstellung, bei $n \leq 5$ Darstellung der Einzelwerte

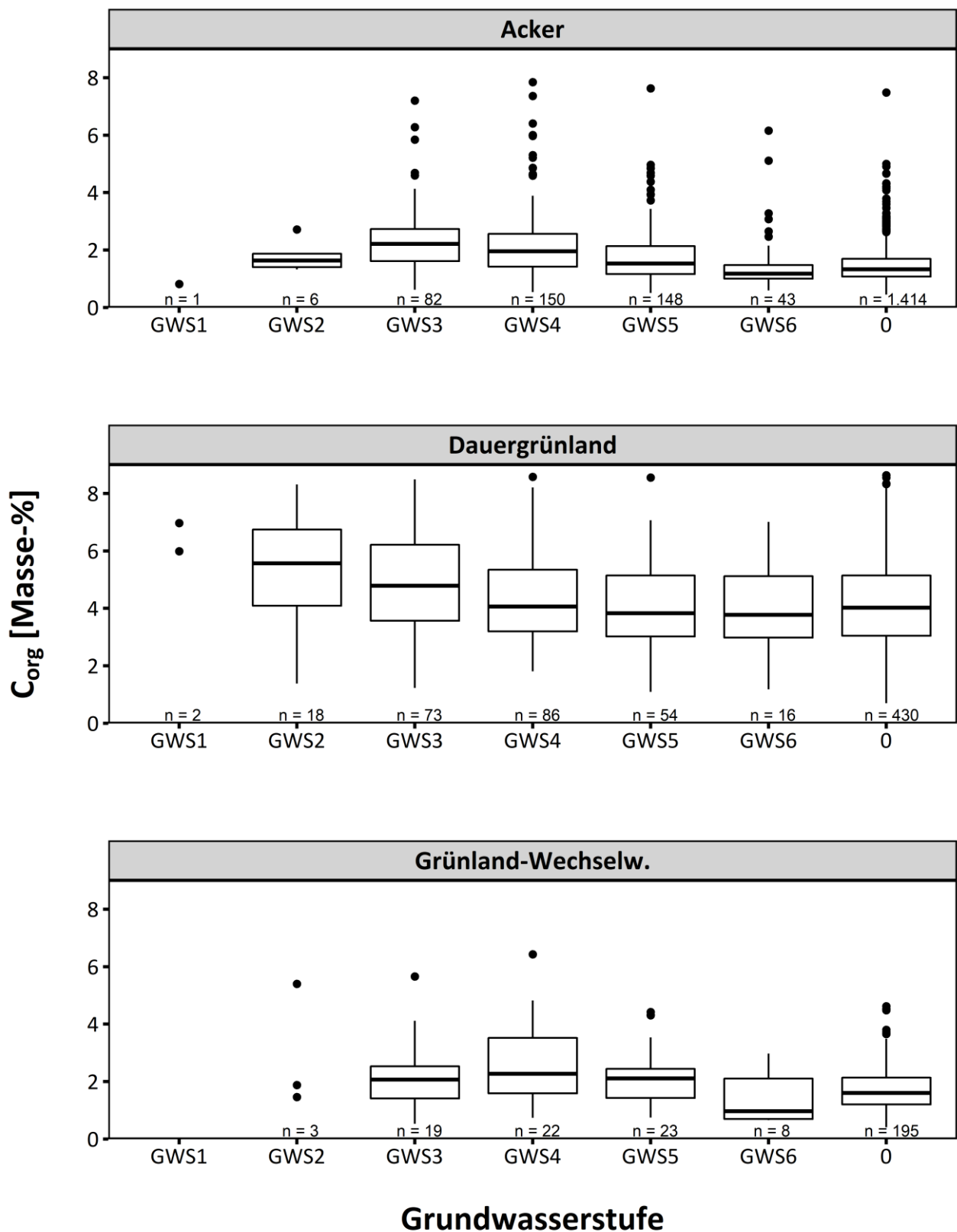


Abbildung 26: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit der Grundwasserstufe; aufgeteilt nach Landnutzungsart; je geringer die Grundwasserstufe, desto näher ist der mittlere Grundwasserstand an der Geländeoberfläche, 0 bedeutet kein Grundwassereinfluss; Boxplotdarstellung, bei $n \leq 5$ Darstellung der Einzelwerte

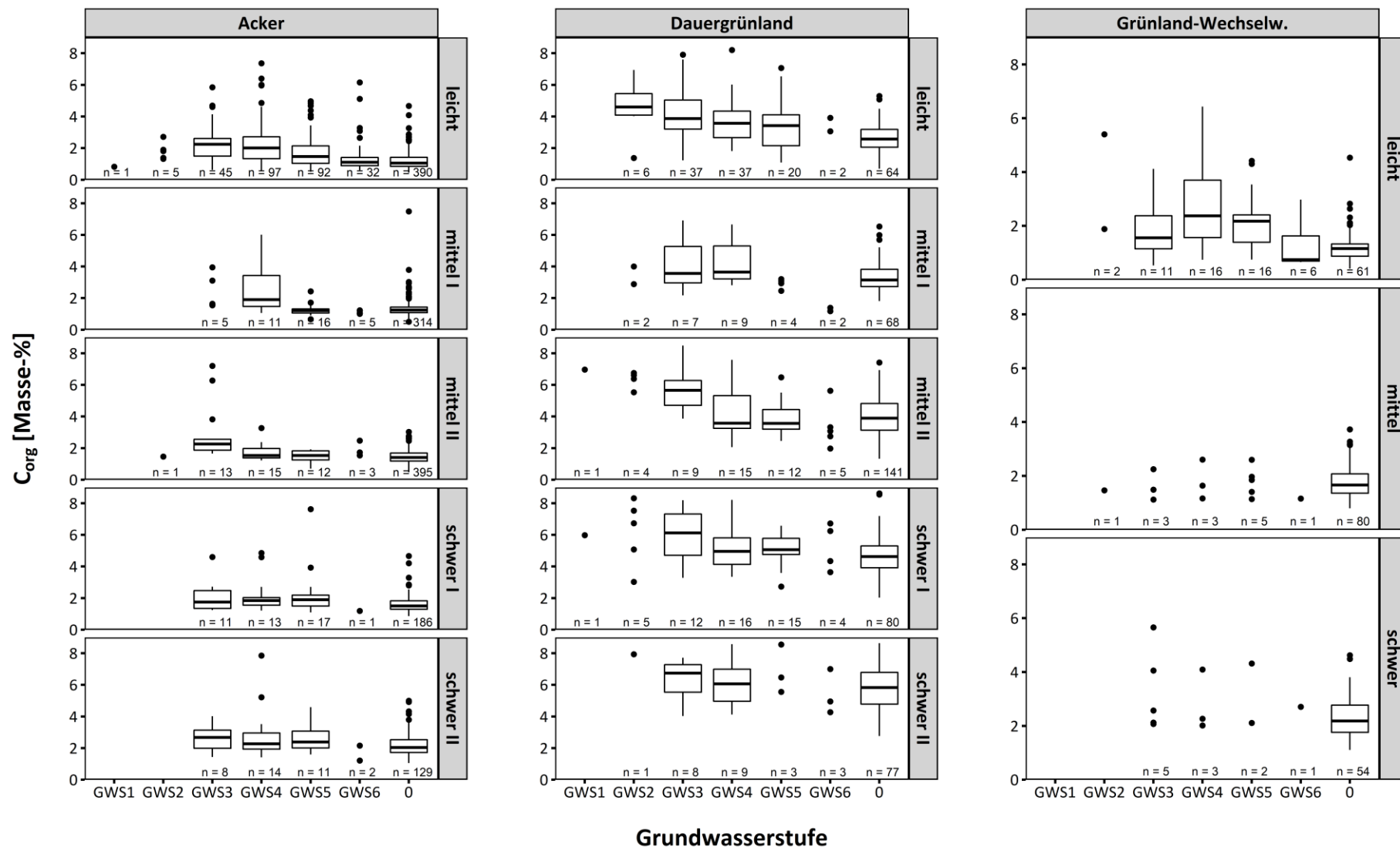


Abbildung 27: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit der Grundwasserstufe; aufgeteilt nach Landnutzungsart und Textur; je geringer die Grundwasserstufe, desto näher ist der mittlere Grundwasserstand an der Geländeoberfläche, 0 bedeutet kein Grundwassereinfluss; Boxplotdarstellung, bei $n \leq 5$ Darstellung der Einzelwerte

4.1.6 pH-Wert

Zusammenhang mit dem C_{org} -Gehalt

Ohne Stratifizierung besteht für den gesamten Datensatz eine geringe, negative Korrelation zwischen pH-Wert und C_{org} -Gehalt (Abbildung 28). Signifikant positiv korrelierten pH-Wert und C_{org} -Gehalt bei der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘: Standorte mit hohen pH-Werten weisen hohe C_{org} -Gehalte auf. Für die Landnutzungsarten ‚Acker‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ zeigten sich keine Zusammenhänge (Abbildung 29). Wie bereits bei den Auswertungen der BZE-LW festgestellt, scheint der Einfluss des pH-Wertes bei den Landnutzungsarten ‚Acker‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ stark durch Kalkung der Standorte überlagert zu werden (Jacobs et al., 2018).

Mit zusätzlicher Stratifizierung nach Textur bestand auch für Dauergrünlandstandorte innerhalb der ausgewiesenen Klassen kein signifikanter Zusammenhang zwischen pH-Wert und C_{org} -Gehalt (Tabelle 14; Abbildung 30). Hier kann angenommen werden, dass der Einfluss des pH-Wertes auf den C_{org} -Gehalt durch die Textur bereits abgedeckt wird. Wie bei der Grundwasserstufe wurde dem Standortfaktor ‚Textur‘ Vorrang gegeben und es erfolgte keine Stratifizierung nach pH-Wert. Der Einfluss der Reihenfolge der Stratifizierung auf die Ergebnisse wird hier deutlich. Die Zusammenhänge zwischen den jeweiligen Stratifizierungsfaktoren und dem C_{org} -Gehalt wurden deshalb auf unterschiedlichen Stufen der Stratifizierung geprüft. Es war jedoch immer eine Abwägung notwendig, welche Standortfaktoren den stärksten Einfluss auf C_{org} -Gehalt haben und als Stratifizierungsfaktor zuerst berücksichtigt werden.

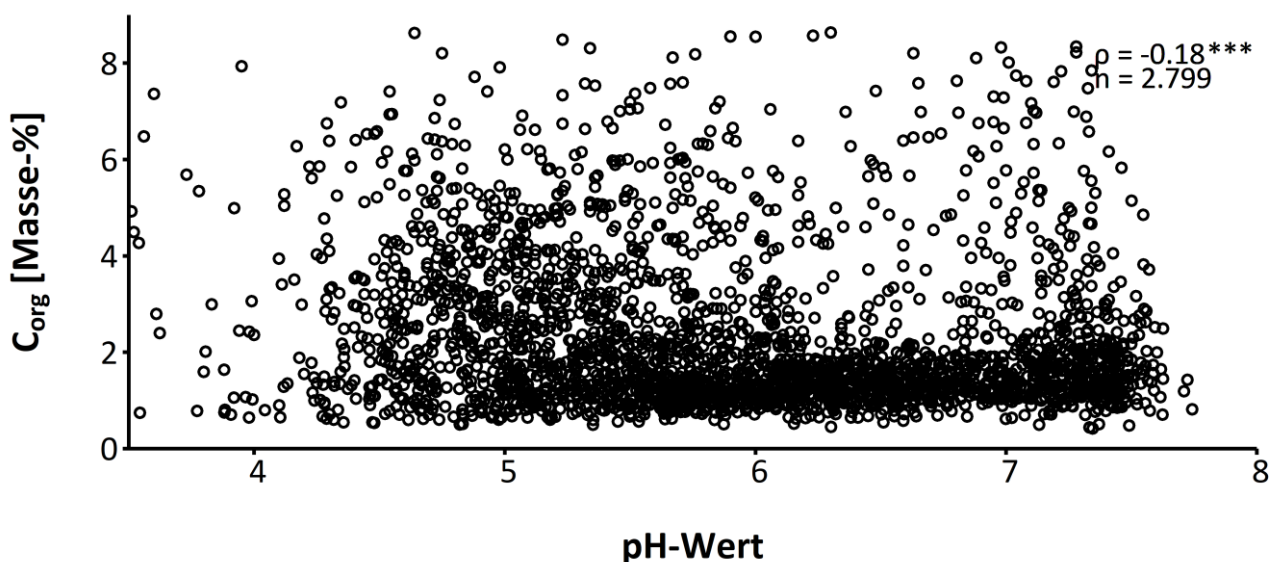


Abbildung 28: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des pH-Wertes (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

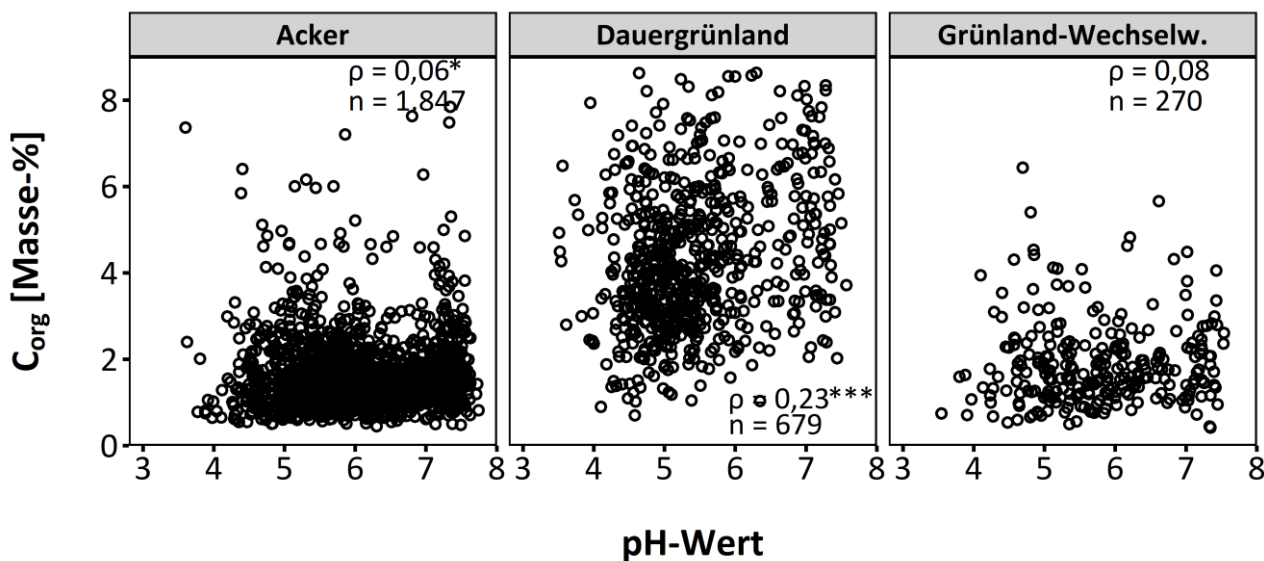


Abbildung 29: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des pH-Wertes; aufgeteilt nach Landnutzungsart (Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman; *** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$)

Tabelle 14: Rangkorrelationskoeffizient (ρ) nach Spearman (*** kennzeichnet $p < 0,001$, ** $p < 0,01$ und * $p < 0,05$) des Zusammenhanges zwischen Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und pH-Wert; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ‚leicht‘ nach C/N-Verhältnis; Anzahl (n) der Beprobungspunkte innerhalb einer Klasse

Landnutzungsart	Texturklasse	C/N-Verhältnis	n	ρ
Acker	leicht	≤ 13	434	0,04
	leicht	$> 13 - \leq 15$	106	0,13
	leicht	$> 15 - \leq 20$	91	0,07
	leicht	> 20	31	- 0,05
	mittel I	/	352	- 0,16 ***
	mittel II	/	441	- 0,17 ***
	schwer I	/	228	- 0,12
	schwer II	/	164	- 0,17 *
Dauergrünland	leicht	≤ 15	141	0,10
	leicht	> 15	25	0,14
	mittel I	/	92	- 0,16
	mittel II	/	187	- 0,07
	schwer I	/	134	0,00
	schwer II	/	101	0,11
Grünland-Wechselw.	leicht	≤ 15	89	- 0,01
	leicht	> 15	23	- 0,04
	mittel	/	94	- 0,22
	schwer	/	66	0,13

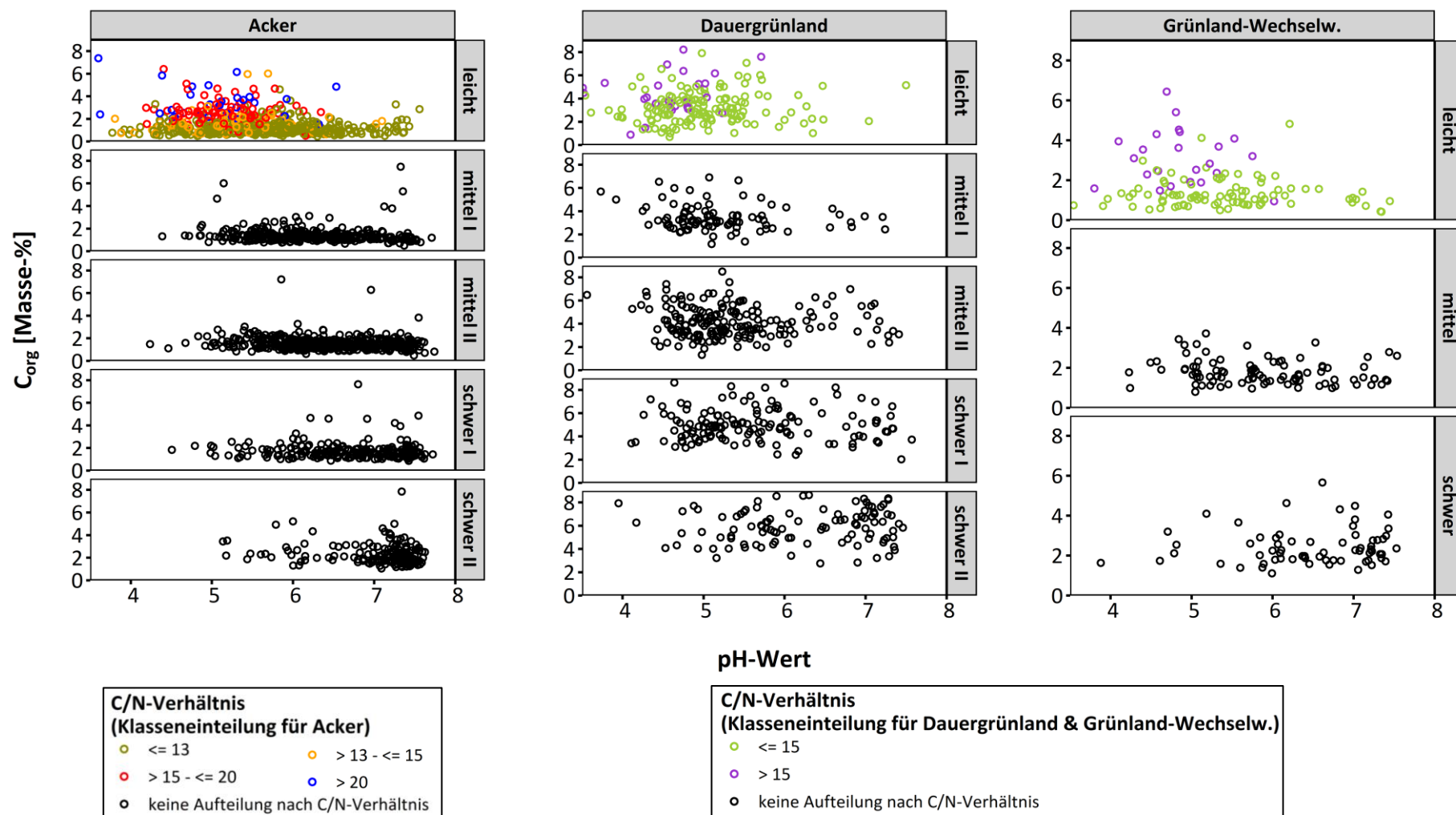


Abbildung 30: Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des pH-Wertes; aufgeteilt nach Landnutzungsart, Textur und für Standorte der Texturklasse ,leicht' nach C/N-Verhältnis

4.2 Standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland

Nach Ausschluss landwirtschaftlich genutzter organischer Böden und ihrer Übergangs- und Degradationsstadien wurden durch die Stratifizierung der verbleibenden Standorte 33 Klassen gebildet. Für jede der Klassen wurde das 12,5 % Quantil als Untergrenze, das 87,5 % als Obergrenze des Wertebereiches standorttypischer C_{org} - bzw. Humusgehalte sowie der Modalwert als standorttypischster Wert innerhalb dieses Wertebereiches berechnet (Abbildung 31; Abbildung 32; Tabelle 15; Tabelle 16). Verglichen mit den Humusgehaltsklassen nach KA5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005), liegen die standorttypischen Wertebereiche für Ackerstandorte mit minimal 0,68 % bis maximal 3,77 % C_{org} bzw. 1,17 % bis 6,48 % Humus im Bereich schwach humos (h2) bis stark humos (h4). Ausgenommen hiervon ist die Klasse mit sehr sandigen Böden und einem sehr weiten C/N-Verhältnis (> 20), die im Bereich stark humos (h4) bis sehr stark humos (h5) liegt. Ausgenommen der Klasse mit sehr weitem C/N-Verhältnis, liegen Standorte mit Grünland-Wechselwirtschaft in der Tiefe 0–30 cm mit 0,69 % bis 3,73 % C_{org} bzw. 1,19 % bis 6,42 % Humus wie Ackerstandorte im Bereich schwach humos (h2) bis stark humos (h4). Dauergrünlandstandorte lassen sich mit 1,41 % bis 7,66 % C_{org} bzw. 2,43 % bis 13,18 % Humus in der Tiefe 0–10 cm als mittel humos (h3) bis sehr stark humos (h5) einordnen (Tabelle 15; Tabelle 16).

Trotz der großen Variabilität innerhalb der gebildeten Klassen und der Tatsache, dass die meisten Klassen innerhalb einer Landnutzungsart große Überlappungen aufweisen, grenzen sich die Wertebereiche der 33 Klassen deutlich ab (Abbildung 31). Sowohl die Unter- als auch die Obergrenzen sind differenziert und spiegeln die Beziehungen zwischen Standortfaktoren und Humusgehalt, die sich bereits bei der Betrachtung des Einflusses der einzelnen Stratifizierungsfaktoren zeigten (s. Kapitel 4.1), wider. Für alle Landnutzungsarten erhöhen sich mit zunehmender Feinkörnigkeit der Texturklasse sowohl die Untergrenze als auch die Obergrenze des Wertebereiches standorttypischer C_{org} - bzw. Humusgehalte. Aufgrund der Stratifizierung nach Jahresgesamtniederschlag können hierbei nur jeweils die Klassen mit hohem bzw. die Klassen mit geringem Niederschlag verglichen werden. Eine Ausnahme bildet der Unterschied zwischen den Klassen ‚Dauergrünland/mittel II/NS > 1.250 ‘ und ‚Dauergrünland/ schwer II/ NS > 750 ‘. Hier verringert sich die Untergrenze des standorttypischen Wertebereiches trotz zunehmender Feinkörnigkeit von 3,91 auf 3,68. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass dieser Unterschied durch die Höhe des Jahresgesamtniederschlages beeinflusst ist, da die Niederschlagsklassengrenzen mit 1.250 mm bzw. von 750 mm unterschiedlich hoch sind. Innerhalb einer Texturklasse hat die Klasse mit dem höheren Niederschlag die höhere Ober- und Untergrenze. Dies trifft auf alle gebildeten Klassen mit Ausnahme der Obergrenze der Klasse ‚Acker/leicht/C/N $> 15 - \leq 20$ ‘ und der Obergrenze der Klasse ‚Dauergrünland/leicht/C/N ≤ 15 ‘ zu.

Mit zunehmendem C/N-Verhältnis verschieben sich innerhalb der Texturklasse ‚leicht‘ die Wertebereiche nach oben. Herausstechend sind die Klassen mit sehr weitem C/N-Verhältnis (> 20 für ‚Acker‘ und > 15 für ‚Dauergrünland‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘). Die Wertebereiche dieser Klassen sind trotz der Zuordnung zur Texturklasse ‚leicht‘ mit einem Tongehalt unter 12 % ähnlich

hoch wie die Wertebereiche der tonreichsten Böden mit $> 35\%$ Ton. Die traditionellen Vorstellungen zum Zusammenhang zwischen Tongehalt und C_{org} -Gehalt (Hassink, 1997; s. Kapitel 2.2) sind hier nicht zutreffend. Wie bereits von Springob et al. (2001) festgestellt, ist die Textur für diese Standorte ein ungeeigneter Prognosewert für den standorttypischen Humusgehalt, da diese sandigen Böden überproportional hohe Anteile an langfristig und stabil gespeicherter organischer Substanz, die aus der ehemaligen Heide- oder Moorvegetation stammt, enthalten (Overesch, 2007; Sleutel et al., 2006; Springob et al., 2001; s. Kapitel 3.2.2). Auch für die Modalwerte sind die Zusammenhänge zwischen Standortfaktoren und Humusgehalt deutlich und nachvollziehbar. Ausnahme bildet der Unterschied zwischen der Klasse ‚Grünland-Wechselwirtschaft/mittel/NS $> 900'$ ‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft/schwer/NS $> 850'$ ‘. Hier verringert sich der Modalwert trotz zunehmender Texturklasse geringfügig von 2,23 auf 2,08. Auch hier sind die Niederschlagsklassengrenzen unterschiedlich, sodass dieser Unterschied auf einen Einfluss des Niederschlages hindeutet. Gleiches gilt für die Unterschiede der Modalwerte zwischen den Klassen ‚Dauergrünland/mittel II/NS $> 1.250'$ ‘ und ‚Dauergrünland/schwer II/NS $> 750'$ ‘ sowie zwischen den Klassen ‚Acker/mittel II/NS $> 1.000'$ ‘ und ‚Acker/schwer I/NS $> 900'$ ‘.

Die direkte Gegenüberstellung der Wertebereiche verdeutlicht nochmals die größeren Wertebereiche und somit die höhere Variabilität für ‚Dauergrünland‘ verglichen mit den anderen Landnutzungsarten. Auch die Differenzen zwischen den Klassen sind für Dauergrünlandstandorte im Mittel größer als für Ackerstandorte (Abbildung 31). Grund für die große Variabilität der C_{org} -Gehalte von Dauergrünland ist vermutlich, dass sowohl die Standort- als auch die Bewirtschaftungsfaktoren von Dauergrünland im Vergleich zu Ackerstandorten variabler sind. Unter die Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ fallen eine Vielzahl an Nutzungsformen (Wiesen/Weiden), die sich wiederum in ihrer Nutzungsintensität unterscheiden (intensiv/extensiv) (Peeters et al., 2014). Dies führt zu teils sehr unterschiedlichen Ökosystemen, mit u. a. unterschiedlichen Pflanzenbeständen, unterschiedlicher Produktivität, dementsprechend unterschiedlichem C_{org} -Eintrag und folglich zu variablen C_{org} -Gehalten bei ähnlichen Standortbedingungen. Außerdem findet sich Dauergrünlandnutzung im Gegensatz zur Ackernutzung häufiger auf Standorten mit ungünstigeren Standortbedingungen, die sowohl zu erhöhten C_{org} -Gehalten (z.B. Standorte in Auenlage und mit Grundwassereinfluss) als auch zu niedrigeren C_{org} -Gehalten (z.B. sehr trockene Standorte) führen können. Obwohl wesentliche Standortunterschiede über die Stratifizierung und Klassenbildung abgedeckt werden, haben Grünlandstandorte deshalb bei den stetigen Stratifizierungsfaktoren einen breiteren Wertebereich als Ackerstandorte.

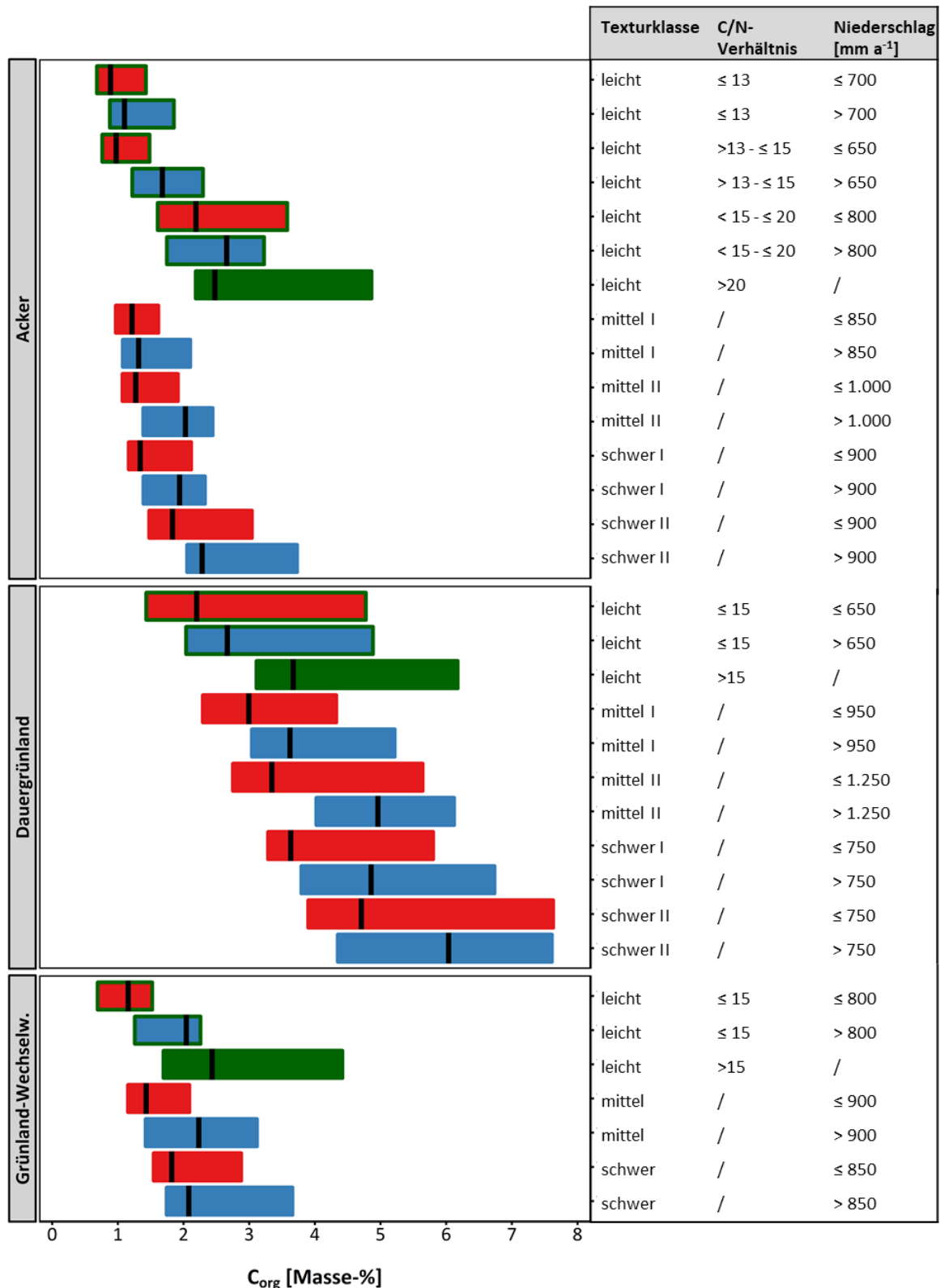


Abbildung 31: Standorttypische C_{org} -Wertebereiche; die Wertebereiche liegen zwischen dem 12,5 % Quantil und dem 87,5 % Quantil; der schwarze Strich markiert den Modalwert und steht für den standorttypischsten C_{org} -Wert innerhalb eines Wertebereiches; blaue Balken stehen für Klassen mit hohem Niederschlag, rote Balken stehen für Klassen mit geringem Niederschlag, grüne Balken bzw. Umrahmungen stehen für Klassen mit einer Aufteilung nach C/N-Verhältnis

Tabelle 15: Standorttypische C_{org} -Wertebereiche landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland; die Wertebereiche liegen zwischen dem 12,5 % Quantil und dem 87,5 % Quantil; der standorttypischste C_{org} -Wert innerhalb eines Wertebereiches entspricht dem Modalwert; n = Anzahl der Standorte innerhalb des Wertebereiches

Landnutzungsart	Textur- klasse	C/N- Verhältnis	Niederschlag [mm a ⁻¹]	n	C_{org}	
					Wertebereich [Masse-%]	Modalwert [Masse-%]
Acker	leicht	≤ 13	≤ 700	225	0,68 – 1,43	0,89
Acker	leicht	≤ 13	> 700	99	0,88 – 1,86	1,10
Acker	leicht	> 13 – ≤ 15	≤ 650	20	0,75 – 1,51	0,97
Acker	leicht	> 13 – ≤ 15	> 650	58	1,21 – 2,30	1,68
Acker	leicht	> 15 – ≤ 20	≤ 800	36	1,57 – 3,58	2,19
Acker	leicht	> 15 – ≤ 20	> 800	30	1,72 – 3,26	2,65
Acker	leicht	> 20	/	23	2,16 – 4,89	2,48
Acker	mittel I	/	≤ 850	217	0,97 – 1,62	1,21
Acker	mittel I	/	> 850	45	1,07 – 2,11	1,79
Acker	mittel II	/	≤ 1.000	312	1,07 – 1,91	1,27
Acker	mittel II	/	> 1.000	18	1,36 – 2,45	2,03
Acker	schwer I	/	≤ 900	149	1,16 – 2,12	1,34
Acker	schwer I	/	> 900	21	1,39 – 2,57	1,94
Acker	schwer II	/	≤ 900	108	1,48 – 3,04	1,83
Acker	schwer II	/	> 900	14	1,96 – 3,77	2,28
Dauergrünland	leicht	≤ 15	≤ 650	33	1,41 – 4,94	2,20
Dauergrünland	leicht	≤ 15	> 650	72	2,04 – 4,90	2,66
Dauergrünland	leicht	> 15	/	17	3,00 – 6,37	3,27
Dauergrünland	mittel I	/	≤ 950	50	2,27 – 4,35	2,99
Dauergrünland	mittel I	/	> 950	18	3,01 – 5,27	3,62
Dauergrünland	mittel II	/	≤ 1.250	120	2,75 – 5,64	3,34
Dauergrünland	mittel II	/	> 1.250	19	3,91 – 6,24	4,96
Dauergrünland	schwer I	/	≤ 750	20	3,26 – 5,92	3,63
Dauergrünland	schwer I	/	> 750	78	3,68 – 6,85	4,86
Dauergrünland	schwer II	/	≤ 750	17	3,73 – 7,65	4,71
Dauergrünland	schwer II	/	> 750	58	4,33 – 7,66	6,04
Grünland-Wechselw.	leicht	≤ 15	≤ 800	47	0,69 – 1,53	1,16
Grünland-Wechselw.	leicht	≤ 15	> 800	18	1,25 – 2,31	2,04
Grünland-Wechselw.	leicht	> 15	/	17	1,67 – 4,45	4,67
Grünland-Wechselw.	mittel	/	≤ 900	48	1,14 – 2,12	1,43
Grünland-Wechselw.	mittel	/	> 900	20	1,35 – 3,13	2,23
Grünland-Wechselw.	schwer	/	≤ 850	27	1,53 – 2,93	1,82
Grünland-Wechselw.	schwer	/	> 850	21	1,74 – 3,73	2,08

Tabelle 16: Standorttypische Humus-Wertebereiche landwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland; die Wertebereiche liegen zwischen dem 12,5 % Quantil und dem 87,5 % Quantil; der standorttypischste Humuswert innerhalb eines Wertebereiches entspricht dem Modalwert; n = Anzahl der Standorte innerhalb des Wertebereiches

Landnutzungsart	Textur- klasse	C/N- Verhältnis	Niederschlag [mm a ⁻¹]	n	Humus	
					Wertebereich [Masse-%]	Modalwert [Masse-%]
Acker	leicht	≤ 13	≤ 700	225	1,17 – 2,46	1,53
Acker	leicht	≤ 13	> 700	99	1,51 – 3,20	1,89
Acker	leicht	> 13 – ≤ 15	≤ 650	20	1,29 – 2,60	1,67
Acker	leicht	> 13 – ≤ 15	> 650	58	2,08 – 3,96	2,89
Acker	leicht	> 15 – ≤ 20	≤ 800	36	2,70 – 6,16	3,77
Acker	leicht	> 15 – ≤ 20	> 800	30	2,96 – 5,61	4,56
Acker	leicht	> 20	/	23	3,72 – 8,41	4,27
Acker	mittel I	/	≤ 850	217	1,67 – 2,79	2,08
Acker	mittel I	/	> 850	45	1,84 – 3,63	3,08
Acker	mittel II	/	≤ 1.000	312	1,84 – 3,29	2,18
Acker	mittel II	/	> 1.000	18	2,34 – 4,21	3,49
Acker	schwer I	/	≤ 900	149	2,00 – 3,65	2,30
Acker	schwer I	/	> 900	21	2,39 – 4,42	3,34
Acker	schwer II	/	≤ 900	108	2,55 – 5,23	3,15
Acker	schwer II	/	> 900	14	3,37 – 6,48	3,92
Dauergrünland	leicht	≤ 15	≤ 650	33	2,43 – 8,50	3,78
Dauergrünland	leicht	≤ 15	> 650	72	3,51 – 8,43	4,58
Dauergrünland	leicht	> 15	/	17	5,16 – 10,96	5,62
Dauergrünland	mittel I	/	≤ 950	50	3,90 – 7,48	5,14
Dauergrünland	mittel I	/	> 950	18	5,18 – 9,06	6,23
Dauergrünland	mittel II	/	≤ 1.250	120	4,73 – 9,70	5,74
Dauergrünland	mittel II	/	> 1.250	19	6,73 – 10,73	8,53
Dauergrünland	schwer I	/	≤ 750	20	5,61 – 10,18	6,24
Dauergrünland	schwer I	/	> 750	78	6,33 – 11,78	8,36
Dauergrünland	schwer II	/	≤ 750	17	6,42 – 13,16	8,10
Dauergrünland	schwer II	/	> 750	58	7,45 – 13,18	10,39
Grünland-Wechselw.	leicht	≤ 15	≤ 800	47	1,19 – 2,63	2,00
Grünland-Wechselw.	leicht	≤ 15	> 800	18	2,15 – 3,97	3,51
Grünland-Wechselw.	leicht	> 15	/	17	2,87 – 7,65	8,03
Grünland-Wechselw.	mittel	/	≤ 900	48	1,96 – 3,65	2,46
Grünland-Wechselw.	mittel	/	> 900	20	2,32 – 5,38	3,84
Grünland-Wechselw.	schwer	/	≤ 850	27	2,63 – 5,04	3,13
Grünland-Wechselw.	schwer	/	> 850	21	2,99 – 6,42	3,58

Entscheidungsbaum zur Ermittlung standorttypischer Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff (C_{org} in Masse-%) im Oberboden



Voraussetzungen & Bewertung

Die standorttypischen Wertebereiche für C_{org} bzw. Humusgehalte bieten ein Schema mit dem gemessene C_{org} -Gehalte standortdifferenziert eingeordnet und verglichen werden können. Um insbesondere das betriebliche Humusmanagement zu bewerten, sollte diese Einordnung durch die Etablierung eines regelmäßigen Monitorings der C_{org} -Gehalte auf Schlägeebene ergänzt werden.

Das Schema ist **nicht anwendbar für:**

- Moor- und moorähnliche Böden ($> 8,7 \% C_{org}$)
- Sonderkulturen (Flächen mit dauerhaftem Baum- bzw. Strauchbestand)
- Standorte mit Landnutzungsänderungen innerhalb der letzten Jahrzehnte (z.B. einem Wechsel von Acker zu Dauergrünland)

Bestimmung des C_{org} -Gehaltes

Humus bezeichnet die gesamte abgestorbene organische Substanz des Bodens. Er besteht zu rund 58% aus Kohlenstoff. Der Humusgehalt wird anhand der Bestimmung des Gehalts an organischem Kohlenstoff in Böden ermittelt.

$$\text{Humusgehalt} = C_{org}\text{-Gehalt} \times 1,72$$

Beprobungstiefe:

- 0–30 cm für Acker und Grünland-Wechselwirtschaft
- 0–10 cm für Dauergrünland

1. Landnutzung

- **Acker:** Flächen mit Fruchtfolgen bzw. Daueranbau von Ackerkulturlarten; hierzu zählen auch Flächen mit maximal einjährigem Anbau von Grünlandkulturlarten (z. B. Feldgras, Klee)
- **Dauergrünland:** Flächen, die mindestens im sechsten Jahr der Grünlandbewirtschaftung sind; ausgenommen ist Grünland unter Obstbäumen (Streuobstwiesen)
- **Grünland-Wechselwirtschaft:** Abfolgen von Grünland- und Ackerkulturlarten, wenn mindestens zwei aufeinanderfolgende Jahre Grünlandkulturlarten angebaut wurden; auch die Nutzung ‚Stilllegung‘ zählt hierzu, da stillgelegte Flächen begrünt sind und mindestens einmal jährlich eine Bodenbearbeitung/Mulchung erfolgt

2. Textur

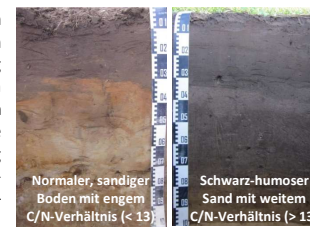
Die Textur ist Korngrößenverteilung des Feinbodens. Sie kann über Laboranalysen genau bestimmt werden. Alternativ ist auch eine Abschätzung per Fingerprobe möglich.

Klasseneinteilung:

- leicht: $< 12 \% \text{ Ton}$, $< 50 \% \text{ Schluff}$ (entsprechend VDLUFA-Texturklassen S, I'S)
- mittel I: $12 - < 17 \% \text{ Ton}$, $< 50 \% \text{ Schluff}$ oder $< 12 \% \text{ Ton}$, $\geq 50 \% \text{ Schluff}$ (entsprechend VDLUFA-Texturklasse IS)
- mittel II: $\geq 17 - < 25 \% \text{ Ton}$ (entsprechend VDLUFA-Texturklasse sL/uL)
- schwer I: $\geq 25 - < 35 \% \text{ Ton}$ (entsprechend VDLUFA-Texturklasse t'L)
- schwer II: $\geq 35 \% \text{ Ton}$ (entsprechend VDLUFA-Texturklassen tL, IT, T)

3. C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis beschreibt die Gewichtsanteile von organischem Kohlenstoff (C_{org}) zu Gesamtstickstoff (C_t) im Boden. Es kann durch Laboranalysen bestimmt werden und gibt Auskunft über die Umsetzung organischer Substanz im Boden. In Niedersachsen und Schleswig-Holstein gibt es sandige Böden mit sehr weitem C/N-Verhältnis (> 13) und hohen C_{org} -Gehalten. Die hohen C_{org} -Gehalte dieser als schwarz-humose Sande bezeichneten Böden sind wahrscheinlich durch eine historische Nutzung als Heide oder durch eine Moorvergangenheit begründet. Schwarz-humose Sande müssen bei der Einordnung standorttypische Humusgehalte gesondert betrachtet werden.



4. Jahresniederschlag

Die Höhe der mittleren, langjährigen Niederschlagsmenge kann beispielweise über Karten des Deutschen Wetterdienstes (www.dwd.de) ermittelt werden. Der Niederschlag korreliert mit der Lufttemperatur und der Höhenlage eines Standortes. Höhere Mengen an Niederschlag führen in der Regel zu erhöhten C_{org} -Gehalten.

Vergleich mit anderen Auswertungen

Die Unter- und die Obergrenzen der standorttypischen C_{org} -Gehalte für Ackerflächen in Bayern (Capriel, 2010) stimmen trotz unterschiedlicher Beprobungstiefen (0–30 cm für Ackerflächen in dieser Arbeit und 0–15 cm bei Capriel (2010)) und anderer Stratifizierungsfaktoren gut mit den Grenzen dieser Arbeit überein. Die unterschiedliche Beprobungstiefe scheint sich aufgrund der Bodenbearbeitung, die auf den meisten Ackerstandorten stattfindet, nicht in den Wertebereichen zu zeigen. Die Stratifizierungsfaktoren sind vergleichbar, da die von Capriel (2010) gewählte Höhenlage mit dem Jahresgesamtniederschlag, nach dem in dieser Arbeit stratifiziert wird, korreliert. Die Texturklassen sind ähnlich, so können die in dieser Arbeit weiter ausdifferenzierten Texturklassen wieder zusammengefasst werden und entsprechen dann den in Capriel (2010) gebildeten Klassen. Werden die Standorte mit sehr weitem C/N-Verhältnis nicht berücksichtigt, liegt die niedrigste Untergrenze in dieser Arbeit für Ackerflächen bei 0,68 % C_{org} (Acker, Textur leicht, C/N-Verhältnis ≤ 13 , Niederschlag ≤ 700 mm) und die höchste Obergrenze bei 3,77 % C_{org} (Acker, Textur schwer II, Niederschlag > 900 mm). Für Bayern liegt die niedrigste bzw. höchste Grenze bei 0,7 % C_{org} für leichte Böden mit < 350 m Höhenlage bzw. bei 3,8 % C_{org} für schwere Böden mit einer Höhenlage > 550 m (Capriel, 2010). Auch die weiteren Grenzwerte stimmen teilweise exakt überein; etwa die Untergrenze der mittleren Böden mit 1,0 % C_{org} (Textur mittel, Höhenlage ≤ 350 m) bei Capriel (2010) und 0,97 % C_{org} (Acker, Textur mittel I, Niederschlag ≤ 850 mm) in dieser Arbeit oder die Untergrenze der schweren Böden mit 1,2 % C_{org} (Textur schwer, Höhenlage ≤ 350 m) bei Capriel (2010) und 1,16 % C_{org} (Acker, Textur schwer I, Niederschlag ≤ 900 mm) in dieser Arbeit. Vergleichbar sind ebenfalls die Spannweiten der standorttypischen Wertebereiche, die bei Capriel (2010) von minimal 0,5 % Punkten (Textur mittel, Höhenlage < 350 m) bis maximal 1,5 % Punkten (Textur schwer, Höhenlage > 550 m) und in dieser Arbeit für Ackerflächen (ausgenommen Standorte mit sehr weitem C/N-Verhältnis) von 0,65 % Punkten (Textur mittel I, Niederschlag > 850 mm) bis 1,81 % Punkten (Textur schwer II, Niederschlag > 900 mm) reichen. Wie bei Capriel (2010) sind auch in dieser Arbeit insbesondere die Wertebereiche der Klassen mit hohem Tongehalt groß. Dies deutet darauf hin, dass eine feinere Unterteilung dieser Klassen möglich gewesen wäre und zu sich besser abgrenzenden Klassen geführt hätte. Jedoch befinden sich im Bereich sehr hoher Tongehalte nur wenige Standorte, sodass eine Ausweisung zusätzlicher Klassen schwierig und für die gesteckten Ziele auch nicht sinnvoll wäre. Die Differenzen zwischen den Untergrenzen der Klassen mit geringem und hohem Niederschlag liegen in dieser Arbeit für Ackerböden zwischen 0,1 und 0,46 % Punkten. Bei Capriel (2010) liegen die Differenzen zwischen den Untergrenzen der Klassen mit unterschiedlicher Höhenlage zwischen 0,1 und 1,0 % Punkten, und dementsprechend in der gleichen Größenordnung.

Die standorttypischen Spannweiten der Studie von **Marx et al. (2016)**, in der die Methode von Capriel (2010) auf Bundesebene übertragen wurde, lassen sich gut mit den bayerischen Spannweiten vergleichen und dementsprechend auch mit den standorttypischen Wertebereichen der vorliegenden Arbeit. Am deutlichsten differieren die bundesweiten Spannweiten (Marx et al., 2016) mit den bayerischen Spannweiten (Capriel, 2010) bei den leichten Böden in der niedrigsten Höhenstufe. Die Untergrenze stimmt bei dieser Klasse gut überein, die Obergrenze der

bundesweiten Spannweiten ist aber mit einem C_{org} -Gehalt von 3,0 % deutlich höher. Ein naheliegender Grund hierfür ist, dass sich in dieser Klasse schwarz-humose Sande befinden. Diese kommen vor allem in Niedersachsen vor (Jacobs et al., 2018; Springob et al., 2001). Die historische Landnutzung wurde bei Marx et al. (2016) nicht gesondert betrachtet. Über die Stratifizierung nach C/N-Verhältnis wurde diese nordwestdeutsche Besonderheit in der vorliegenden Arbeit berücksichtigt und es wurden differenziertere Klassen ausgewiesen.

Ein Vergleich ist ebenfalls mit der **bundesweiten Studie von Düwel et al. (2007b)** möglich. Die häufigste Humusklasse nach KA5 liegt bei Düwel et al. (2007b), sowohl für Sande als auch für Löss und für Tongesteine, für Ackerflächen bei h3 und für Grünland bei h4. In dieser Arbeit sind die standorttypischen Wertebereiche mit den Humusklassen h2 bis h4 für ‚Acker‘ und h3 bis h5 für ‚Dauergrünland‘ differenzierter. Die häufigsten Humusklassen nach Düwel et al. (2007b) liegen in der Mitte dieser standorttypischen Wertebereiche und sind somit gut vergleichbar.

Verglichen mit der **kritischen C_{org} -Untergrenze von 2 % C_{org}** , die im Rahmen der Diskussionen zur europäischen Bodenschutzstrategie vorgeschlagen wurde (Eckelmann et al., 2006), fällt auf, dass Ackerböden mit den Texturklassen ‚leicht‘ bzw. ‚mittel‘ standorttypische Wertebereiche haben, die deutlich unter diese 2 % C_{org} -Untergrenze reichen. Die Grenze ist für diese Standorte, wie bereits Preger et al. (2006) feststellten, zu hoch angesetzt. Für Standorte mit hohem Tongehalt oder weitem C/N-Verhältnis ist die kritische Untergrenze verglichen mit der Untergrenze des standorttypischen Wertebereiches dieser Arbeit jedoch zu niedrig. Die Ausweisung einer einheitlichen, standortunabhängigen Untergrenze ist deshalb nicht zielführend und wird der Vielfalt der landwirtschaftlichen Böden und ihrer Standorte in Deutschland nicht gerecht.

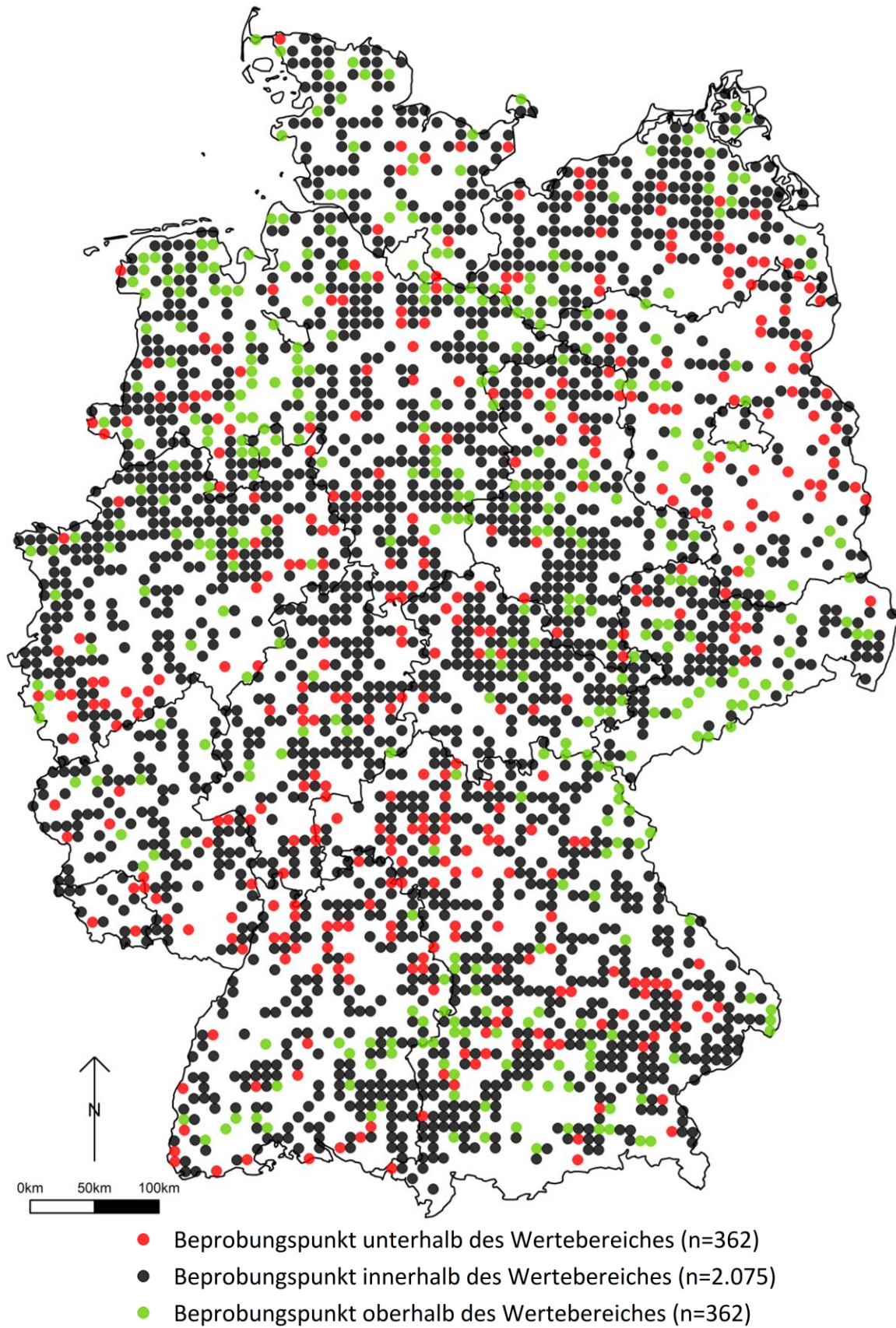
Blume et al. (2010) nennen nach Landnutzung differenzierte C_{org} -Gehalte. Für Ackerböden liegen die Gehalte im Oberboden (Ah-Horizont) nach Blume et al. (2010) zwischen 0,75 % C_{org} und 2 % C_{org} . Die standorttypischen Wertebereiche dieser Arbeit weichen von den Werten nach Blume et al. (2010) insbesondere nach oben hin stark ab. Der maximale standorttypische C_{org} -Gehalt für Ackerböden liegt bei 4,89 %. Dies bestätigt erneut die große Variabilität von Humusgehalten auch innerhalb einer Landnutzungsart, und die Notwendigkeit standortdifferenzierte Referenzwerte auszuweisen. Für Grünlandböden geben Blume et al. (2010) an, dass im Oberboden C_{org} -Gehalte von bis zu 15 % erreicht werden könnten. Dieser Wert lässt sich nicht mit den standorttypischen Wertebereichen dieser Arbeit vergleichen, da Böden mit einem C_{org} -Gehalt größer 8,7 % nicht berücksichtigt wurden, da dies schon Anmoore oder moorähnliche Böden sind.

Ein Vergleich mit anderen Untersuchungen zu standorttypischen C_{org} - bzw. Humusgehalten ist, aufgrund methodischer Unterschiede, insbesondere unterschiedlicher Stratifizierung, nicht möglich. Die erfolgten Vergleiche zeigen, dass die ausgewiesenen Wertebereiche standorttypische C_{org} -Gehalte differenziert abbilden. Die bayerischen Werte sind weitestgehend konsistent mit den Werten auf Bundesebene, und in den bayerischen Böden ist schon ein Großteil der bundesdeutschen Standortbedingungen begriffen. Es gilt jedoch, regionale Besonderheiten (etwa schwarz-humose Sande) durch eine ausreichende Auswahl an Stratifizierungsfaktoren und

durch entsprechende Klassenbildung abzudecken. Sowohl die Kriterien für die Klassenbildung als auch die Klassengrenzen können sich durch regionale Unterschiede der Standorteigenschaften mit der betrachteten räumlichen Skala deutlich ändern. Im Fokus der hier vorgelegten Klassifizierung steht die Ausweisung standorttypischer Humusgehalte auf der Skala Deutschlands. Bei der Übertragung der Ergebnisse auf kleinere Regionen in Deutschland ist Vorsicht geboten, da die Einflussgrößen der Humusgehalte erhebliche Skaleneffekte aufweisen können. Vos et al. (2019) zeigten die Vielzahl möglicher Einflussgrößen auf den C_{org} -Vorrat und die große Variabilität auf Deutschlandskala; nur 62 % der Varianz des C_{org} -Vorrates konnten im besten Fall erklärt werden. Dies zeigt sich auch in den teils großen Überlappungsbereichen zwischen den ausgewiesenen standorttypischen Wertebereichen dieser Arbeit (Abbildung 31). Grund für die nicht erklärte Variabilität, könnten Standorte sein, die kein Fließgleichgewicht des organischen Bodenkohlenstoffs erreicht haben. Bedingt wird dies z. B. durch Erosionsereignisse oder aktuelle und historische Veränderungen der Flächenbewirtschaftung. Diese Faktoren sind im Datensatz der BZE-LW nicht ausreichend erfasst; Angaben zu Erosion fehlen, die Flächenbewirtschaftung ist nur für die letzten 10 Jahre erfasst und auch historische Veränderungen der Flächenbewirtschaftung sind nicht vollständig aufgenommen. Könnten diese bisher nicht berücksichtigten Faktoren erfasst und einbezogen werden, wären die ausgewiesenen Wertebereiche wahrscheinlich kleiner.

4.3 Vergleich standorttypischer und nicht-standorttypischer Beprobungspunkte

Die räumliche Verteilung der BZE-LW Beprobungspunkte innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘ unterschied sich regional (Karte 6). In Brandenburg lagen viele Standorte mit C_{org} -Gehalten unterhalb des standorttypischen Wertebereiches. Im Gegensatz zu den 12,5 % der gesamten Beprobungspunkte in der Kategorie ‚unterhalb des Wertebereiches‘, waren 27 % der 168 brandenburgischen Beprobungspunkte in diese Kategorie. Ebenfalls viele Beprobungspunkte unterhalb des standorttypischen Wertebereiches häuften sich im Nordwesten Bayerns sowie im Norden Baden-Württembergs. Verhältnismäßig viele Beprobungspunkte oberhalb des standorttypischen Wertebereiches lagen hingegen in Niedersachsen (19 % der 435 Beprobungspunkte) und Schleswig-Holstein (18 % der 125 Beprobungspunkte) sowie im Süden Sachsens (22 % der 140 sächsischen Beprobungspunkte). In den nachfolgenden Kapiteln wird die Frage analysiert, ob die historische und aktuelle Landnutzung und Bewirtschaftung einen Einfluss auf das Vorkommen von Humusgehalten in den Kategorien ‚unterhalb‘ oder ‚oberhalb des typischen Wertebereichs‘ haben.



Karte 6: Räumliche Verteilung aller Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (ohne Moor- und moorähnliche Böden und Sonderkulturen) mit Zuordnung als standorttypischer oder nicht-standorttypischer Beprobungspunkt

4.3.1 Historische Landnutzung und Landnutzungsänderungen

Moorvergangenheit

Böden mit Moorvergangenheit lagen überdurchschnittlich oft über dem standorttypischen Wertebereich. Der Einfluss einer Moorvergangenheit zeigte sich vor allem bei den leichten Böden mit weitem C/N-Verhältnis (Abbildung 33). Deshalb erfolgte die weitere Analyse nur für die Klassen ‚Acker/leicht/C/N > 20‘, ‚Dauergrünland/leicht/ C/N > 15‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft/ leicht/C/N > 15‘. Der mittlere Anteil der Standorte mit Moorvergangenheit war für diese Klassen mit 91,7 % in der Kategorie ‚oberhalb des Wertebereiches‘ signifikant höher als in der Kategorie ‚innerhalb des Wertebereiches‘ ($p < 0,04$ *) (Tabelle 17).

Dies bestätigte, dass die bis zu 161 Jahre zurückliegende Moorvergangenheit auch auf heutige C_{org} -Gehalte wirkt und zu sehr variablen Humusgehalten führt. Die Stratifizierung nach C/N-Verhältnis ermöglicht die Identifizierung und gesonderte Analyse dieser Standorte. Die Moorvergangenheit wurde aus Angaben der Flächenbewirtschafter zur Landnutzungsgeschichte und für einen Teildatensatz der Standorte aus historischen Karten, die bis 1760 zurückreichten, abgeleitet (s. Kapitel 3.1). Ob die historische Landnutzung als Standortfaktor anzusehen ist und bei der Ableitung standorttypischer Humusgehalte berücksichtigt werden sollte, ist nicht eindeutig definiert (s. Kapitel 2.1). Die Berücksichtigung ist aber konsistent mit der Annahme, dass die rezente Landnutzung zu den Standortfaktoren gehört. Darüber hinaus haben Standorte mit leichten Böden und Moorvergangenheit ohne Berücksichtigung der historischen Landnutzung unerwartet hohe C_{org} -Gehalte. Auch damit dies nicht fälschlicherweise auf humusfördernde Flächenbewirtschaftung zurückgeführt wird, ist die Berücksichtigung und getrennte Bewertung dieser Böden sinnvoll. Unberücksichtigt in dieser Arbeit sind jedoch alle Moorböden und Moorfolgeböden, die noch C_{org} -Gehalte über 8,7 % aufweisen (s. Kapitel 3.2.1).

Tabelle 17: Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Standorte mit Moorvergangenheit der Klassen ‚Acker/leicht/C/N > 20‘, ‚Dauergrünland/leicht/ C/N > 15‘ und ‚Grünland-Wechselwirtschaft/ leicht/C/N > 15‘; betrachtet wurden nur Standorte für die die Landnutzungsgeschichte mindestens für die letzten 100 Jahre bekannt ist ($n = 68$)

Kategorie	Anteil der Standorte mit Moorvergangenheit	
	Arithmetisches Mittel [%]	Standardabweichung [%]
unterhalb des Wertebereiches	11,1	19,2
innerhalb des Wertebereiches	43,4	19,1
oberhalb des Wertebereiches	91,7	14,4

Historische Nutzung als Heide

Auch der Anteil der Standorte mit historischer Nutzung als Heide war am höchsten bei den leichten Böden und insbesondere bei den Klassen mit weitem C/N-Verhältnis (Abbildung 34). Dies bestätigte, dass durch die Stratifizierung nach C/N-Verhältnis auch Standorte, die historisch als Heide genutzt wurden, abgegrenzt wurden. Die C_{org} -Gehalte in Böden von Standorten mit ehemaliger Heidenutzung waren im Mittel über alle Klassen am häufigsten unterhalb des standorttypischen Wertebereiches (Tabelle 18); signifikante Unterschiede zwischen den standorttypischen und nicht-standorttypischen Beprobungspunkten zeigten sich nicht. Dieser Trend setzte sich auch fort, wenn nur die leichten Böden oder nur die leichten Böden mit weitem C/N-Verhältnis betrachtet wurden. Auch hier war der Anteil der Standorte mit historischer Nutzung als Heide jeweils am höchsten innerhalb der Kategorie ‚unterhalb des Wertebereiches‘, und die Unterschiede waren nicht signifikant. Dies stimmt mit den Ergebnissen von Jacobs et al. (2018) überein. Als Ursache für den nicht signifikanten Effekt wurde bei Jacobs et al. (2018) diskutiert, dass ein nicht weiter quantifizierbarer Standorteffekt die Auswirkungen der ehemaligen Nutzung als Heide auf die heutigen C_{org} -Gehalte überdeckt. Ein weiterer Grund könnte sein, dass zwar aufgrund der Akkumulation schwer abbaubarer Vegetation (insbesondere *Calluna vulgaris* L.) in Böden mit ehemaliger Heidenutzung erhöhte C_{org} -Gehalte zu erwarten sind; die lange andauernde Plaggennutzung mit ständigem Austrag organischer Substanz könnte aber auch zu niedrigen C_{org} -Gehalten führen. Darüber hinaus ist in den historischen Karten nicht ausreichend dokumentiert, welche Standorte früher als Heide genutzt wurden. Die historischen Karten zeigen für die Regionen der schwarz-humosen Sande ein kleinräumiges Mosaik aus Moor- und Heideflächen, und eine genaue Differenzierung ist schwierig (Jacobs et al., 2018).

Tabelle 18: Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Standorte mit historischer Nutzung als Heide über alle Klassen; betrachtet wurden nur Standorte für die die Landnutzungsgeschichte mindestens für die letzten 100 Jahre bekannt ist (n = 1.364)

Kategorie	Anteil der Standorte mit historischer Nutzung als Heide	
	Arithmetisches Mittel [%]	Standardabweichung [%]
unterhalb des Wertebereiches	12,1	23,4
innerhalb des Wertebereiches	12,0	17,4
oberhalb des Wertebereiches	10,5	14,6

Landnutzungsänderungen

Deutlich zeigte sich der Einfluss von Landnutzungsänderungen auf den C_{org} -Gehalt. Ackerstandorte, die innerhalb der letzten 50 Jahre als Grünland genutzt wurden, hatten häufiger C_{org} -Gehalte oberhalb des standorttypischen Wertebereiches (Abbildung 35; Tabelle 19). Bei einer umgekehrten Landnutzungsänderung von Acker zu Dauergrünland, innerhalb der letzten 100 Jahre als Acker, war der Anteil am höchsten in der Kategorie ‚unterhalb des Wertebereiches‘ (Abbildung 35; Tabelle 19). Die Ergebnisse waren für beide untersuchten Landnutzungs-

änderungen signifikant und bestätigen den positiven Effekt der Umwandlung von Acker in Dauergrünland bzw. den negativen Effekt eines Grünlandumbruchs auf den C_{org} -Gehalt (Poeplau et al., 2011). Auffallend war, dass der Anteil der Ackerstandorte mit ehemaliger Grünlandnutzung für manche Klassen auch in der Kategorie ‚unterhalb des Wertebereiches‘ hoch war. Ebenso war der Anteil der Dauergrünlandstandorte mit ehemaliger Ackernutzung teils auch in der Kategorie ‚oberhalb des Wertebereiches‘ hoch. Dies entspricht nicht dem erwarteten positiven Einfluss einer ehemaligen Dauergrünlandnutzung auf den C_{org} -Gehalt bzw. eines negativen Einflusses einer ehemaligen Ackernutzung auf den C_{org} -Gehalt. Begründet werden kann dies wahrscheinlich durch eine Unsicherheit der Daten zur Landnutzungsgeschichte innerhalb der letzten 50 bzw. 100 Jahre. Die Datengrundlage bildeten die BZE-LW Fragebögen, in denen die Landwirte Angaben zur Landnutzungsart der letzten zehn Jahre und zur Landnutzungsgeschichte der letzten Jahrzehnte und Jahrhunderte machten. Viele Landwirte dürften jedoch insbesondere lange zurückliegende Landnutzungsänderungen sowie wiederholte Wechsel zwischen Grünland- und Ackernutzung nicht ausreichend nachvollziehen können. Ergänzt wurden die Daten für Niedersachsen durch eine Analyse historischen Karten der Jahre 1760 bis 1990 (s. Kapitel 3.1). Auch diese Datenquelle ist mit Unsicherheiten behaftet, da die Landnutzungsart nicht immer zeitnah und präzise aktualisiert wurde. Ein weiterer Grund kann, wie auch bei der Analyse der Auswirkungen einer ehemaligen Nutzung als Heide, sein, dass Standort- oder Bewirtschaftungsfaktoren, die hier nicht berücksichtigt wurden, die Effekte der Landnutzungsänderungen auf den C_{org} -Gehalt überlagern (Jacobs et al., 2018). Außerdem wurde nicht berücksichtigt, wie lange die Vornutzung andauerte. Da auf viele Standorte wahrscheinlich wiederholt Landnutzungsänderungen stattfanden, könnte die entsprechende Landnutzung nicht lange genug gewesen sein, um Effekte zu zeigen.

Tabelle 19: Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Standorte mit Landnutzungsänderung von Dauergrünland zu Acker innerhalb der letzten 50 Jahre (Landnutzungsgeschichte für 1.274 Ackerstandorte mindestens für die letzten 50 Jahre bekannt) bzw. Landnutzungsänderung von Acker zu Dauergrünland innerhalb der letzten 100 Jahre (Landnutzungsgeschichte für 277 Dauergrünlandstandorte mindestens für die letzten 100 Jahre bekannt) über alle Klassen

Anteil der Standorte mit Landnutzungsänderung Dauergrünland → Acker		
Kategorie	Arithmetisches Mittel [%]	Standardabweichung [%]
unterhalb des Wertebereiches	13,1	21,8
innerhalb des Wertebereiches	20,8	14,8
oberhalb des Wertebereiches	31,0	30,9

Anteil der Standorte mit Landnutzungsänderung Acker → Dauergrünland		
Kategorie	Arithmetisches Mittel [%]	Standardabweichung [%]
unterhalb des Wertebereiches	82,2	31,1
innerhalb des Wertebereiches	47,9	26,8
oberhalb des Wertebereiches	38,0	34,3



Abbildung 33: Anteile der Standorte mit Moorvergangenheit innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen; betrachtet wurden nur Standorte für die die Landnutzungsgeschichte mindestens für die letzten 100 Jahre bekannt ist (n = 1.364); Anzahl (n) der Beprobungspunkte innerhalb der Kategorie einer Klasse



Abbildung 34: Anteile der Standorte mit historischer Nutzung als Heide innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen; betrachtet wurden nur Standorte für die die Landnutzungsgeschichte mindestens für die letzten 100 Jahre bekannt ist (n = 1.364); Anzahl (n) der Beprobungspunkte innerhalb der Kategorie einer Klasse

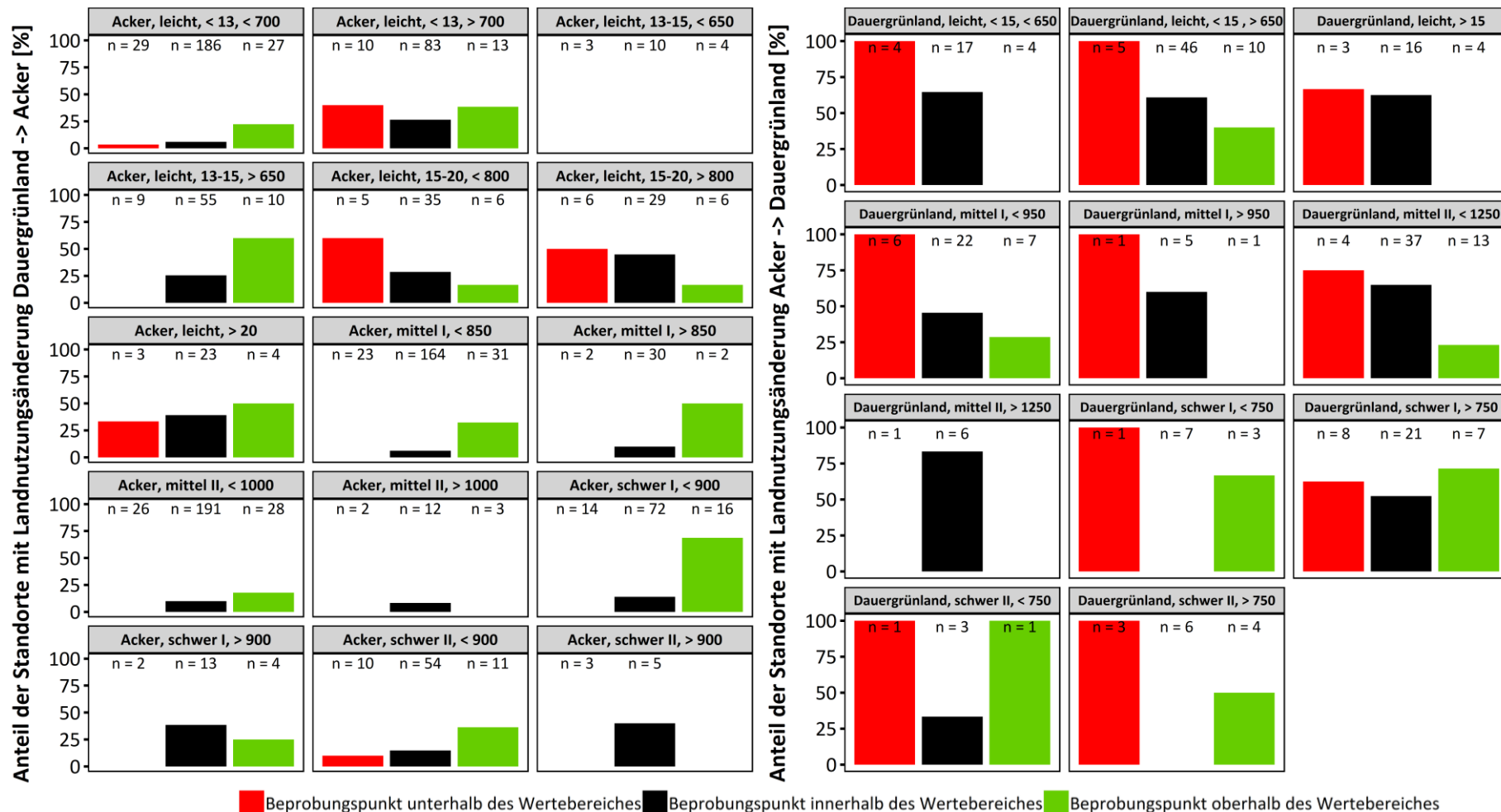


Abbildung 35: Anteile der Standorte mit Landnutzungsänderung innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen; betrachtet wurden Landnutzungsänderungen von Dauergrünland zu Acker innerhalb der letzten 50 Jahre (Landnutzungsgeschichte für 1.274 Ackerstandorte mindestens für die letzten 50 Jahre bekannt) und von Acker zu Dauergrünland innerhalb der letzten 100 Jahre (Landnutzungsgeschichte für 277 Dauergrünlandstandorte mindestens für die letzten 100 Jahre bekannt); Anzahl (n) der Beprobungspunkte innerhalb der Kategorie einer Klasse

4.3.2 Ökologischer Landbau

Flächen in ökologischer Bewirtschaftung fanden sich sowohl vermehrt oberhalb der ausgewiesenen standorttypischen Wertebereiche, als auch vermehrt unterhalb der standorttypischen Wertebereiche. Über alle Klassen gemittelt, war der Anteil der Flächen mit ökologischer Bewirtschaftung in der Kategorie ‚unterhalb des Wertebereiches‘ mit 16,1 % im Mittel am höchsten (Tabelle 20; Abbildung 36). Die logistische Regression zeigte jedoch über alle Klassen hinweg einen signifikanten Effekt sowohl für den Vergleich ‚oberhalb des Wertebereiches‘ gegen ‚innerhalb des Wertebereiches‘ ($p < 0,01^{**}$) als auch für den Vergleich ‚unterhalb des Wertebereiches‘ gegen ‚innerhalb des Wertebereiches‘ ($p = 0,02^{*}$); zwischen ‚unterhalb des Wertebereiches‘ und ‚oberhalb des Wertebereiches‘ zeigten sich keine signifikanten Unterschiede ($p = 0,49$). Es ergab sich folglich ein Zusammenhang zwischen ökologischem Landbau und der Tatsache, dass Standorte nicht-standorttypische Humusgehalte aufwiesen. Es zeigte sich anhand der uns vorliegenden Daten jedoch nicht eindeutig, ob sich ökologischer Landbau positiv oder negativ auf den Humusgehalt auswirkt.

Höhere C_{org} -Gehalte entsprechen dem erwarteten und nachgewiesenen positiven Effekt von ökologischem Landbau auf den Humusgehalt (Gattinger et al., 2012; s. Kapitel 2.2). Betriebe mit ökologischem Landbau hatten jedoch auch vermehrt C_{org} -Gehalte unterhalb der standorttypischen Wertebereiche. Eine Ursache hierfür könnte sein, dass Betriebe mit ökologischem Landbau häufiger Flächen bewirtschaften, die für die landwirtschaftliche Nutzung und auch für den Humusaufbau ungünstig sind, etwa sehr trockene Standorte oder Standorte mit geringer Bodenzahl (Bachinger, 2002; Hülsbergen & Rahmann, 2013). Bei der Klassenbildung wurde zwar versucht, die Variabilität innerhalb der Klassen möglichst klein zu halten, da die meisten Stratifizierungsfaktoren jedoch stetig sind, ist auch innerhalb einer gebildeten Klasse mit gleichen Standortfaktoren noch eine gewisse Variabilität gegeben. Innerhalb einer Klasse könnten nun die Standorte mit den im Hinblick auf den Humusaufbau ungünstigsten Standortfaktoren Betriebe mit ökologischem Landbau sein; z. B. innerhalb einer Klasse mit geringem Niederschlag die Standorte mit dem geringsten Niederschlag. Diese Standorte haben folglich nicht aufgrund der Flächenbewirtschaftung, sondern aufgrund schlechter Standortfaktoren C_{org} -Gehalte unterhalb des standorttypischen Wertebereiches. Eine weitere Ursache könnte sein, dass im vorliegenden Datensatz Angaben zur Dauer der ökologischen Bewirtschaftung fehlen. Effekte der Flächenbewirtschaftung auf den C_{org} -Gehalt werden oft erst nach langen Zeiträumen sichtbar. Gerade innerhalb der letzten Jahre stieg der Flächenanteil der Betriebe mit ökologischem Landbau stetig an: von 1,6 % im Jahr 1994 auf 8,2 % im Jahr 2017 (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2019). Es ist daher wahrscheinlich, dass viele der heutigen Ökoflächen vor wenigen Jahren noch konventionell bewirtschaftet wurden und sich ein Unterschied hinsichtlich der C_{org} -Gehalte zu konventionell bewirtschafteten Flächen noch nicht zeigt. Insgesamt lässt sich jedoch feststellen, dass der hier vorgestellte Ansatz zur Ableitung standorttypischer Humusgehalte nicht geeignet ist, die Humuswirksamkeit des ökologischen Landbaus zu bewerten. Die von Gattinger et al. (2012) zusammengefassten Änderungen der Humusgehalte im ökologischen Landbau sind im direkten Vergleich zu konventionellem Landbau festgestellt worden und verglichen mit den hier

ausgewiesenen standorttypischen Wertebereichen relativ klein. Außerdem erschwert die geringe Stichprobezahl von weniger als 200 Punkten mit ökologischer Bewirtschaftung repräsentative Aussagen.

Tabelle 20: Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Betriebe mit ökologischem Landbau über alle Klassen; insgesamt betrachtet wurden alle 2.799 Beprobungspunkte

Kategorie	Anteil der Betriebe mit ökologischem Landbau	
	Arithmetisches Mittel [%]	Standardabweichung [%]
unterhalb des Wertebereiches	16,1	16,5
innerhalb des Wertebereiches	9,7	8,0
oberhalb des Wertebereiches	10,6	16,8



Abbildung 36: Anteile der Betriebe mit ökologischem Landbau innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen; Anzahl (n) der Beprobungspunkte innerhalb der Kategorie einer Klasse; insgesamt betrachtet wurden alle 2.799 Beprobungspunkte

4.3.3 Bodenbearbeitung

Das Mittel des Anteils der Standorte mit reduzierter Bodenbearbeitung über alle Klassen (Acker, Grünland, und Grünland-Wechselwirtschaft) war am höchsten in der Kategorie ‚innerhalb des Wertebereiches‘ (Tabelle 21; Abbildung 37). Die Unterschiede waren jedoch nicht signifikant. Gleiches bestätigte sich auch, wenn nur die Klassen der Landnutzungsart ‚Acker‘ betrachtet wurden. Folglich war, obwohl in dieser Arbeit nur der Oberboden betrachtet wurde, kein signifikanter Effekt reduzierter Bodenbearbeitung auf die Einstufung der Standorte als ‚standorttypisch‘ oder ‚nicht-standorttypisch‘ hinsichtlich des C_{org} -Gehaltes nachweisbar. Dies entspricht den Ergebnissen vieler neuerer Studien, die lediglich eine veränderte Tiefenverteilung mit erhöhten C_{org} -Gehalten in den obersten Zentimetern infolge reduzierter Bodenbearbeitung feststellten (Baker et al., 2007; Hermle et al., 2008; Luo et al., 2010; Powlson et al., 2014; s. Kapitel 2.2). Auch Luo et al. (2010) konnten in ihrer Metaanalyse, die konventionelle Bodenbearbeitung mit reduzierter Bodenbearbeitung verglich, für Ackerstandorte nur in den obersten 0–10 cm einen positiven Effekt reduzierter Bodenbearbeitung auf den C_{org} -Gehalt nachweisen.

Tabelle 21: Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Standorte mit reduzierter Bodenbearbeitung über alle Klassen (oben); nur für Ackerklassen (unten); insgesamt betrachtet wurden 2.079 Berprobungspunkte, für die Daten zur Bodenbearbeitung verfügbar waren

Anteil der Standorte mit reduzierter Bodenbearbeitung [%]		
Alle Landnutzungsarten		
Kategorie	Arithmetisches Mittel [%]	Standardabweichung [%]
unterhalb des Wertebereiches	16,9	16,3
innerhalb des Wertebereiches	18,9	12,7
oberhalb des Wertebereiches	15,0	14,9
Acker		
Kategorie	Arithmetisches Mittel [%]	Standardabweichung [%]
unterhalb des Wertebereiches	14,4	14,2
innerhalb des Wertebereiches	18,2	8,5
oberhalb des Wertebereiches	17,3	16,1

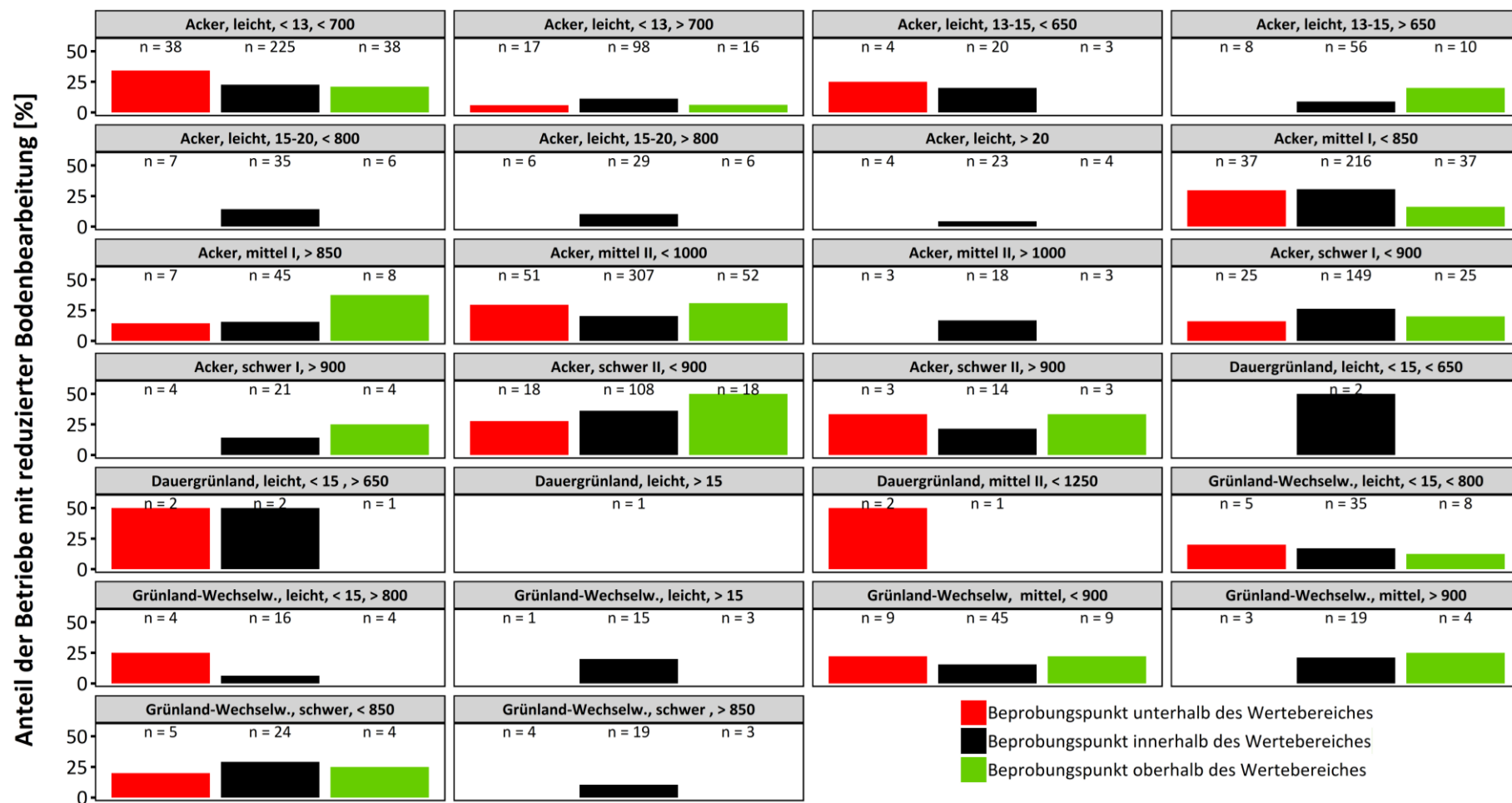


Abbildung 37: Anteile der Betriebe mit reduzierter Bodenbearbeitung innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen; reduzierte Bodenbearbeitung wurde definiert als konservierende Bodenbearbeitung oder Direktsaat in mindestens 80 % der berichteten Anbaujahre; Anzahl (n) der Beprobungspunkte innerhalb der Kategorie einer Klasse; insgesamt betrachtet wurden 2.079 Beprobungspunkte, für die Daten zur Bodenbearbeitung verfügbar waren

4.3.4 Zufuhr an organischer Substanz

Die mittlere Humus-C-Reproduktion aus Ernteresten, Zwischenfrüchten und Wurzeleintrag hatte für alle drei Landnutzungsarten keinen signifikanten Effekt auf die Einstufung als standorttypisch oder nicht-standorttypisch (Tabelle 22; Abbildung 38). Dagegen war für alle Landnutzungsarten die gemittelte Humus-C-Reproduktion durch den Einsatz organischer Dünger aus der Nutztierhaltung und Biogasproduktion in der Kategorie ‚oberhalb des Wertebereiches‘ am höchsten (Tabelle 22; Abbildung 39). Ein signifikanter Effekt bestätigte sich für ‚Acker‘ für den Vergleich ‚unterhalb des Wertebereiches‘ gegen ‚innerhalb des Wertebereiches‘ ($p = 0,0456 *$). Ackerstandorte mit Zufuhr von Gülle, Mist und Gärresten hatten also signifikant seltener C_{org} -Gehalte unterhalb der standorttypischen Wertebereiche. Dies bestätigt die positive Wirkung organischer Düngung auf den C_{org} -Gehalt (Körschens et al., 2013) und macht deutlich, dass organische Wirtschaftsdünger insbesondere bei Ackernutzung wichtig für die Humusreproduktion sind. Es muss an dieser Stelle aber auch darauf hingewiesen werden, dass die übermäßige Zufuhr organischer Wirtschaftsdünger zu umweltbelastenden Nährstoffüberschüssen führt. Hohe Humusgehalte an Standorten mit intensiver organischer Düngung sind daher nicht per se positiv zu bewerten. Sie sollten vielmehr einer genauen Analyse der Nährstoffbilanzen unterzogen werden. Ein effizientes und verlustarmes Nährstoffrecycling ist oberstes Gebot beim Einsatz organischer Wirtschaftsdünger und dies gilt auch für den Humusaufbau.

Tabelle 22: Arithmetisches Mittel und Standardabweichung der mittleren Humus-C-Reproduktion aus Ernteresten, Zwischenfrüchten und Wurzeln bzw. aus organischen Düngern aus der Nutztierhaltung und Biogasproduktion über alle Klassen; aufgeteilt nach Landnutzungsart; insgesamt betrachtet wurden 2.434 Beprobungspunkte, für die Daten zur mittleren Humus-C-Reproduktion verfügbar waren

Mittlere Humus-C-Reproduktion aus Ernteresten, Zwischenfrüchten und Wurzeln [t ha⁻¹ a⁻¹]		
Acker		
Kategorie	Arithmetisches Mittel	Standardabweichung
unterhalb des Wertebereiches	1,09	0,34
innerhalb des Wertebereiches	1,07	0,32
oberhalb des Wertebereiches	1,02	0,32
Dauergrünland		
Kategorie	Arithmetisches Mittel	Standardabweichung
unterhalb des Wertebereiches	1,01	0,11
innerhalb des Wertebereiches	1,03	0,07
oberhalb des Wertebereiches	1,03	0,06
Grünland-Wechselwirtschaft		
Kategorie	Arithmetisches Mittel	Standardabweichung
unterhalb des Wertebereiches	1,05	0,33
innerhalb des Wertebereiches	1,01	0,26
oberhalb des Wertebereiches	0,93	0,21
Mittlere Humus-C-Reproduktion aus organischen Düngern [t ha⁻¹ a⁻¹]		
Acker		
Kategorie	Arithmetisches Mittel	Standardabweichung
unterhalb des Wertebereiches	0,09	0,14
innerhalb des Wertebereiches	0,14	0,23
oberhalb des Wertebereiches	0,16	0,21
Dauergrünland		
Kategorie	Arithmetisches Mittel	Standardabweichung
unterhalb des Wertebereiches	0,17	0,38
innerhalb des Wertebereiches	0,35	0,51
oberhalb des Wertebereiches	0,28	0,39
Grünland-Wechselwirtschaft		
Kategorie	Arithmetisches Mittel	Standardabweichung
unterhalb des Wertebereiches	0,19	0,30
innerhalb des Wertebereiches	0,15	0,19
oberhalb des Wertebereiches	0,22	0,18

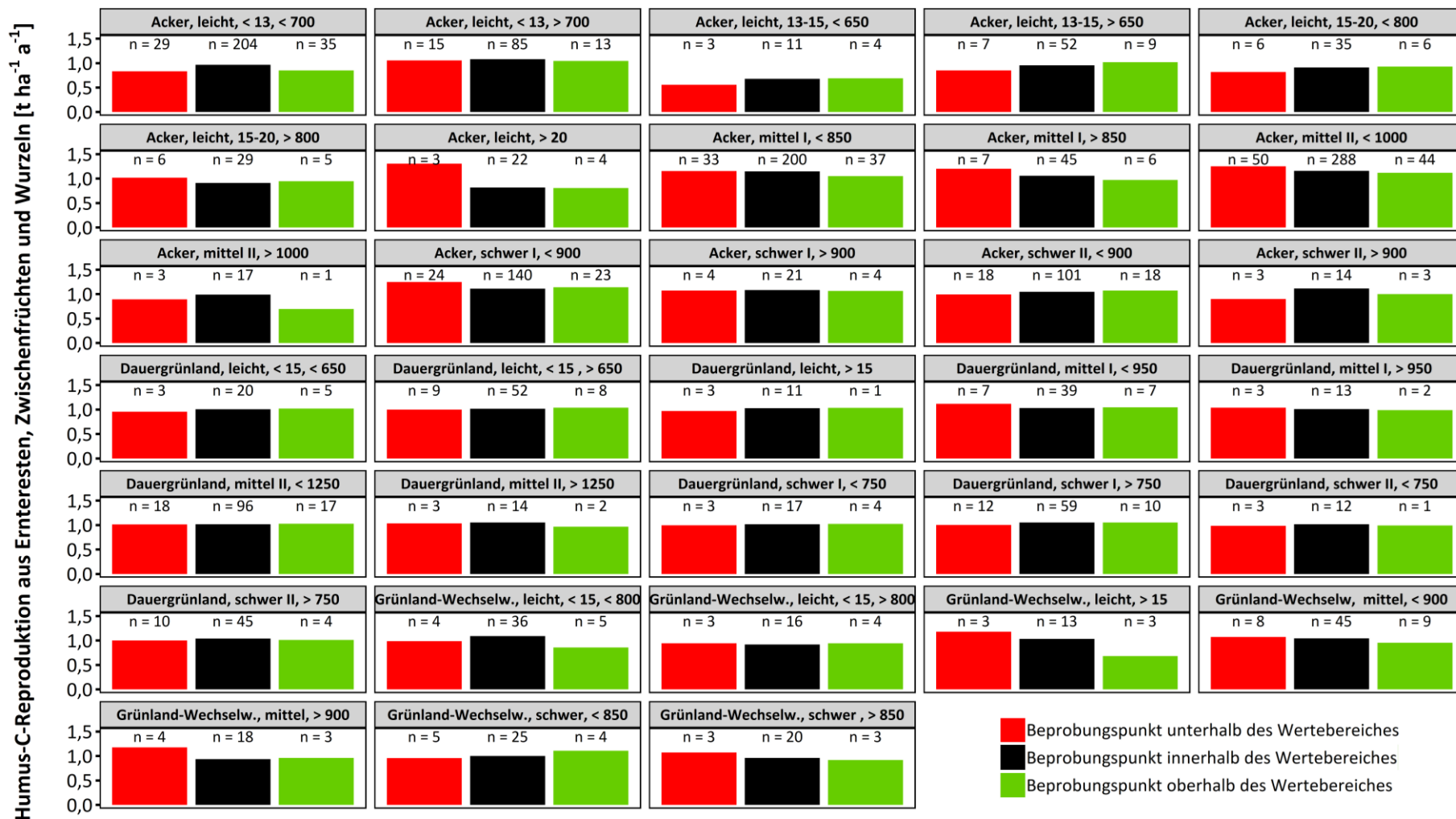


Abbildung 38: Mittlere Humus-C-Reproduktion aus Ernteresten, Zwischenfrüchten und Wurzeln innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen; Anzahl (n) der Beprobungspunkte innerhalb der Kategorie einer Klasse; insgesamt betrachtet wurden 2.434 Beprobungspunkte, für die Daten zur mittleren Humus-C-Reproduktion verfügbar waren



Abbildung 39: Mittlere Humus-C-Reproduktion aus organischen Düngern aus der Nutztierhaltung und Biogasproduktion innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen; Anzahl (n) der Beprobungspunkte innerhalb der Kategorie einer Klasse; insgesamt betrachtet wurden 2.434 Beprobungspunkte, für die Daten zur mittleren Humus-C-Reproduktion verfügbar waren

4.3.5 Grundwasserstufe

Bei der Stratifizierung der Standorte wurde die Grundwasserstufe nicht berücksichtigt, obwohl sich ein positiver Zusammenhang mit dem C_{org} -Gehalt zeigte (s. Kapitel 0). Deshalb wurde an dieser Stelle überprüft, ob in den ausgewiesenen standorttypischen Wertebereichen noch ein Einfluss der Grundwasserstufe besteht. Hierzu wurde der Effekt der Grundwasserstufe auf die Einordnung in die Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ und ‚oberhalb des Wertebereiches‘ nach gleichem Prinzip wie bei den vorherigen Faktoren dieses Kapitels überprüft. Die Grundwasserstufen GWS1 bis GWS3 wurden als ‚hoher Grundwasserstand‘ zusammengefasst. Die restlichen Grundwasserstufen (GWS4 – 0) wurden als ‚niedriger Grundwasserstand‘ definiert. Über alle Klassen hinweg war der Anteil der Standorte mit hohem Grundwasserstand im Mittel am höchsten in der Kategorie ‚oberhalb des Wertebereiches‘ (Tabelle 23; Abbildung 40). Die logistische Regression bestätigte über alle Klassen hinweg einen signifikanten Effekt des Faktors ‚Grundwasserstand hoch/niedrig‘ für den Vergleich ‚oberhalb des Wertebereiches‘ gegen ‚innerhalb des Wertebereiches‘ ($p < 0,001$ ***) und für den Vergleich ‚unterhalb des Wertebereiches‘ gegen ‚oberhalb des Wertebereiches‘ ($p < 0,001$ ***). Für den Vergleich ‚unterhalb des Wertebereiches‘ gegen ‚innerhalb des Wertebereiches‘ zeigt sich kein signifikanter Effekt ($p = 0,84$). Standorte mit starkem Grundwassereinfluss fallen wahrscheinlicher in die Kategorie ‚oberhalb des Wertebereiches‘. Die Grundwasserstufe ist folglich ein Faktor, der dazu beiträgt, dass Standorte C_{org} -Gehalte über den ausgewiesenen standorttypischen Wertebereichen haben.

Dies bestätigte erneut den positiven Effekt eines hohen Grundwasserstandes auf den C_{org} -Gehalt. Es lässt sich folgern, dass der Standortfaktor ‚Grundwassereinfluss‘ bei der Ableitung standorttypischer Humusgehalte nicht ausreichend abgebildet wurde. Es kann dementsprechend auch durch einen hohen Grundwasserstand begründet sein, dass ein Standort einen C_{org} -Gehalt oberhalb des standorttypischen Wertebereiches hat und nicht nur durch humusaufbauende Bewirtschaftungsmaßnahmen. Dies ist im Einzelfall zu prüfen. Da viele Ackerstandorte mit hohem Grundwasserstand zur besseren Bewirtschaftung drainiert werden, stellt sich die Frage, ob diese drainierten Standorte aktuell Humus verlieren oder ob bereits ein neues Humusgleichgewicht erreicht wurde. In drainierten grundwasserbeeinflussten Standorten können C_{org} -Gehalte oberhalb des standorttypischen Wertebereiches daher möglicherweise auch auf ein bestehendes Verlustpotenzial für Humus hinweisen.

Tabelle 23: Arithmetisches Mittel und Standardabweichung des Anteils der Standorte mit hohem Grundwasserstand (Grundwasserstufe GWS1 – GWS3) über alle Klassen; insgesamt betrachtet wurden alle 2.799 Beprobungspunkte

	Anteil der Standorte mit hohem Grundwasserstand	
Kategorie	Arithmetisches Mittel [%]	Standardabweichung [%]
unterhalb des Wertebereiches	5,3	9,2
innerhalb des Wertebereiches	7,6	7,6
oberhalb des Wertebereiches	23,2	20,6



Abbildung 40: Anteile der Standorte mit hohem Grundwasserstand (Grundwasserstufe GWS1 – GWS3) innerhalb der Kategorien ‚unterhalb des Wertebereiches‘, ‚innerhalb des Wertebereiches‘ bzw. ‚oberhalb des Wertebereiches‘; aufgeteilt nach Klassen; Anzahl (n) der Beprobungspunkte innerhalb der Kategorie einer Klasse; insgesamt betrachtet wurden alle 2.799 Beprobungspunkte

Zusammenfassende Betrachtung

Von den 724 als nicht-standorttypisch eingestuften Beprobungspunkten wurden für insgesamt 285 Standorte (39 % der Standorte) Faktoren identifiziert, die zu C_{org} -Gehalten außerhalb des standorttypischen Wertebereiches beigetragen haben. Die Verteilung der nicht-standorttypischen Beprobungspunkte über die Faktoren zeigt, dass die Faktoren ‚ C_{org} -Eintrag aus organischen Düngemitteln aus der Nutztierhaltung und Biogasproduktion‘ und ‚Grundwasserstufe‘ am häufigsten zu C_{org} -Gehalten außerhalb des standorttypischen Wertebereichs führen (Abbildung 41). Für 31 Standorte mit nicht-standorttypische C_{org} -Gehalten konnten mehrere Faktoren identifiziert werden, z. B. Standorte mit Moorvergangenheit und heute noch hohem Grundwasserstand. Berücksichtigt wurden nur Faktoren, für die sich signifikante Unterschiede zwischen den Kategorien (unterhalb/innerhalb/oberhalb des Wertebereiches) über alle betrachteten Klassen gezeigt haben (s. Kapitel 3.4). Räumliche Muster der Faktoren, die zu Humusgehalten außerhalb des standorttypischen Wertebereichs beigetragen haben, lassen sich nicht identifizieren (Karte 7). Warum in manchen Bundesländern gehäuft Standorte unterhalb bzw. oberhalb des standorttypischen Wertebereichs liegen (Karte 6), lässt sich folglich nicht durch die hier betrachteten Faktoren erklären. Hier scheinen das spezifische Flächenmanagement und nicht erfasste regionale und lokale Standortbesonderheiten ausschlaggebend. Die Analyse liefert somit nur erste Erklärungsansätze, ob die Beprobungspunkte zu Recht als nicht-standorttypisch abgegrenzt wurden und bezieht sich dabei auf die Skala Deutschlands. Die Analyse bestätigt aber, dass landwirtschaftliches Management einen Einfluss darauf haben kann, ob Standorte Humusgehalte innerhalb oder außerhalb der ausgewiesenen standorttypischen Wertebereiche haben. Neben der Grundwasserstufe (die zumindest teilweise durch Management in Form von Drainage beeinflusst ist) spielt insbesondere die Zufuhr von Biomasse (hier nachweislich für organische Düngung) eine Rolle für die Ausbildung von Humusgehalten außerhalb der standorttypischen Bereiche.

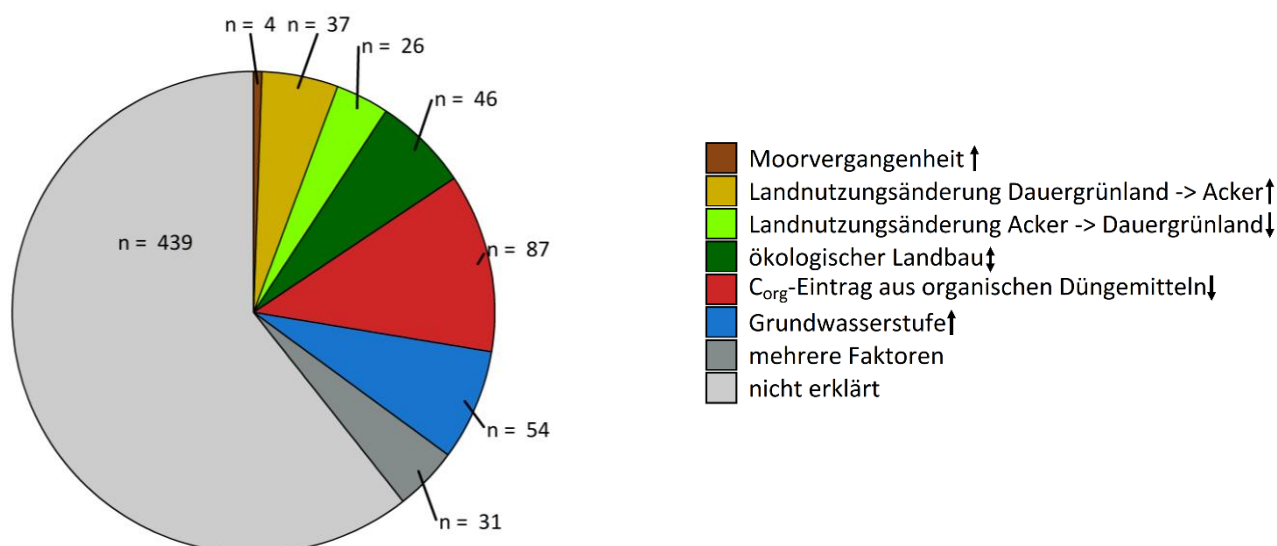
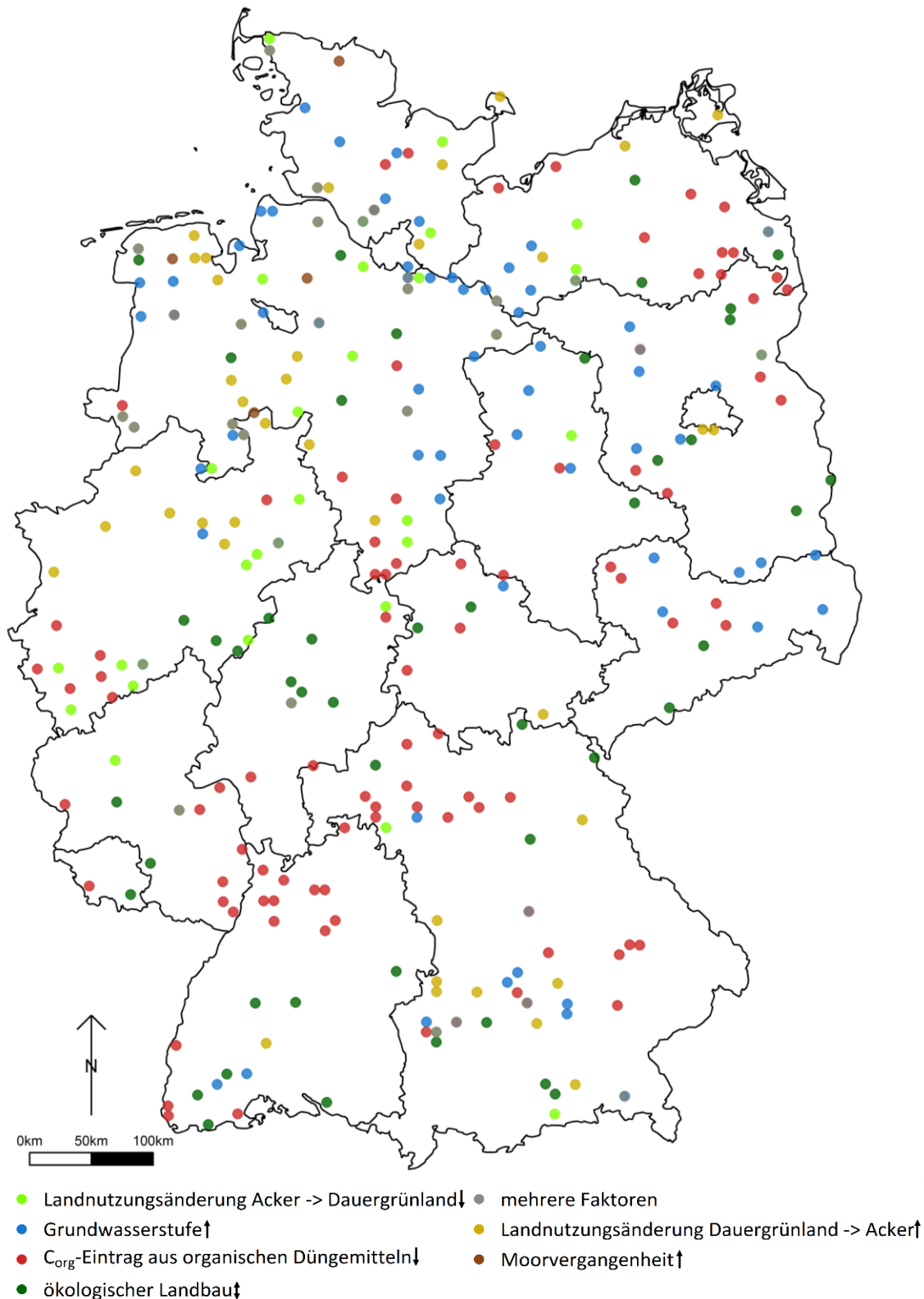


Abbildung 41: Verteilung der nicht-standorttypischen Beprobungspunkte über die Faktoren, die zu Humusgehalten außerhalb des standorttypischen Wertebereichs beigetragen haben; Anzahl (n) der nicht-standorttypischen Beprobungspunkte, für die ein Faktor identifiziert wurde



Karte 7: Räumliche Verteilung der nicht-standorttypischen Beprobungspunkte mit Zuordnung zu den Faktoren, die zu Humusgehalten außerhalb des standorttypischen Wertebereichs beigetragen haben; dargestellt sind die 331 Beprobungspunkte, für die ein Faktor identifiziert wurde; die Pfeile symbolisieren, ob ein Beprobungspunkt aufgrund des Faktors oberhalb oder unterhalb des standorttypischen Wertebereichs liegt

5 Bewertung und Schlussfolgerungen

Motivation und Ziel

Die Motivation, standorttypische Humusgehalte abzuleiten, stammt aus den Vorgaben des Bundesbodenschutzgesetzes, welches den Erhalt standorttypischer Humusgehalte vorschreibt. Dabei wird nicht spezifiziert, was unter ‚standorttypischen Humusgehalten‘ zu verstehen ist und wie hoch diese sind. Außerdem ist in der Klimaschutzdiskussion die Bindung von CO₂-Kohlenstoff in der organischen Bodensubstanz immer stärker in den Fokus gerückt, weil durch zusätzliche Speicherung von Humus in Böden Treibhausgasemissionen kompensiert, also sogar rückgängig gemacht werden können (negative Emissionen). Dieses Potenzial wird u. a. durch die internationale 4-Promille-Initiative adressiert. Für die Landwirtschaft ist es aus mehreren Gründen wichtig, die vorhandenen Humusgehalte standortdifferenziert einordnen und bewerten zu können: Humus zählt zu den wichtigsten Faktoren der Bodenfruchtbarkeit und Nährstoffverfügbarkeit, ist bedeutend für den Bodenschutz und eine wichtige Größe für die Anpassung an den Klimawandel. Für die Landwirte sind Kenntnisse über vorhandene Humusgehalte, ihre vergleichende Einordnung auf der Basis von standortdifferenzierenden Wertebereichen sowie regelmäßige Informationen über die Entwicklung der Humusgehalte wichtige Grundlagen für die langfristige Sicherung und Stärkung der Bodenfruchtbarkeit und Ertragssicherheit. Standorttypische Humusgehalte sind im Idealfall im Gleichgewicht mit den Standortbedingungen und der langjährigen Landnutzungsart und ermöglichen dadurch die Bewertung von unterschiedlichen Managementeinflüssen auf die Humusgehalte. Der Vergleich mit standorttypischen Wertebereichen soll Hinweise für die Optimierung des bestehenden Humusmanagements geben und Potenziale für den Humusaufbau aufzeigen. Anhand der vorliegenden standorttypischen Wertebereiche für C_{org}- bzw. Humusgehalte soll, insbesondere Landwirten, eine Einordnung ermöglicht werden, ob gemessene C_{org}-Gehalte bzw. daraus abgeleitete Humusgehalte im standorttypischen Bereich liegen oder nicht.

Abgrenzung Moor- und moorähnlicher Böden

Landwirtschaftlich genutzte Moorböden und auch ihre Übergangs- bzw. Degradationsstadien sind weit entfernt von einem Fließgleichgewicht der organischen Bodensubstanz. Diese Böden verlieren in Abhängigkeit der Entwässerungstiefe große Mengen an organischem Kohlenstoff und zählen daher zu den wichtigsten Treibhausquellen in Deutschland. Das Konzept der standorttypischen Humusgehalte ist für diese Böden nicht geeignet. Die grundlegende Forderung des Bundesbodenschutzgesetzes „Erhalt standorttypischer Humusgehalte“, also die Vermeidung von Verlusten von organischem Bodenkohlenstoff, steht in klarem Widerspruch zu den hohen Verlusten in diesen Böden. Abhilfe bringt nur die Wiedervernässung der Standorte, die jedoch die herkömmliche landwirtschaftliche Nutzung ausschließt.

Welche Boden- und Standortkenngrößen sind für die Einordnung in die standorttypischen Wertebereiche erforderlich?

Der Humusgehalt eines Bodes wird von einer Vielzahl von Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren beeinflusst. Ein Ziel der Ableitung standorttypischer Humusgehalte war es, standortdifferenzierte

Wertebereiche auf Grundlage von Standortfaktoren (Bodeneigenschaften, Ausgangsgestein, Klima, etc.) auszuweisen. Bewirtschaftungsfaktoren sollten nicht in diese Ableitung einfließen. Die Definition „standorttypisch“ musste jedoch um den Einfluss der aktuellen und historischen Landnutzung erweitert werden, um eine praktikable Einordnung der Humusgehalte zu ermöglichen. Die Landnutzung (Acker, Dauergrünland, Grünland-Wechselwirtschaft) gehört in dieser Definition zum Standort ebenso dazu wie die spezielle weit zurückliegende Landnutzung (ehemalige Heidenutzung oder Moorvergangenheit), die regional beschränkt zu finden und für die aktuellen Humusgehalte relevant war. Durch die gewählten Stratifizierungsfaktoren ‚Landnutzungsart‘, ‚Textur‘, ‚C/N-Verhältnis‘ und ‚Jahresgesamtniederschlag‘ wurden wichtige Einflussfaktoren des Humusgehaltes auf der Skala Deutschlands abgedeckt. Die Ableitung der standortdifferenzierten Humuswertebereiche auf Deutschlandskala bedeutet aber auch eine Einschränkung hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit auf kleinere Skalen.

Humusgehalte und Nährstoffbilanzen

Standorttypische Humusgehalte sind nicht zu verwechseln mit sogenannten „Optimalhumusgehalten“, die eine umfassende standort- und betriebsspezifische Bewertung der Humusgehalte erfordern. Mit den hier vorgelegten standorttypischen Wertebereichen werden auch keine Maximalhumusgehalte definiert. Eine ökologisch begründete Obergrenze für die Humusanreicherung über die Zufuhr von Gülle, Mist, Gärresten und Kompost ergibt sich aus den Nährstoffgehalten dieser organischen Dünger. Ihr Einsatz ist deshalb im Rahmen der Düngeverordnung begrenzt. Mit der Humusanreicherung steigt in der Regel auch die Nährstoffnachlieferung aus dem Humus, die in der Düngeplanung berücksichtigt werden muss. Für den Erhalt oder Aufbau standorttypischer Humusgehalte ist deshalb zu fordern, dass deren Basis ein effizientes und verlustarmes Nährstoffmanagement ist. Humusaufbau ist also nur im Rahmen eines effizienten und nachhaltigen Nährstoffkonzeptes sinnvoll.

Welche Veränderungen im Bodenkohlenstoffgehalt sind durch Bewirtschaftungsmaßnahmen möglich?

Die vorliegende Arbeit illustriert die große Standortvariabilität von landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland und ihren Humusgehalten. Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff zwischen 0,68 C_{org} und 7,66 C_{org} werden als standorttypisch in Mineralböden vorgefunden und eingeordnet. Diese große Spannbreite der natürlichen Variabilität steht im Gegensatz zu den relativ kleinen Änderungen, die durch landwirtschaftliches Management erzielt werden. In vergleichenden Studien auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Böden konnten für den ökologischen Landbau 0,18 % Punkte höhere Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff im Mittel über 74 Studien nachgewiesen werden (Gattinger et al., 2012). Zwischenfrüchte können die Humusvorräte deutlich erhöhen (Poeplau & Don, 2015). Der Anbau von Zwischenfrüchten alle drei Jahre führt im Mittel zu 0,16 % Punkten höheren C_{org} -Gehalten. Auch die organische Düngung erhöht die C_{org} -Gehalte langfristig. Für einen langjährigen mittleren Stallmisteintrag (Frischmasse) von 10 t ha⁻¹ a⁻¹ ergibt sich in der Humusbilanzierung ein Anstieg des C_{org} -Gehalts im Boden um 0,21 % Punkte (Kolbe & Zimmer, 2015). Die in der vorliegenden Studie ausgewiesenen standorttypischen Wertebereiche für C_{org} -Gehalte in Ackerböden haben eine Spanne von im Mittel

1,27 % Punkten. Standortfaktoren bestimmen wesentlich die Variabilität der C_{org} -Gehalte, das landwirtschaftliche Management hat im Vergleich dazu einen geringen Einfluss. Dies verdeutlicht, dass auch beim konsequenten Einsatz von humusaufbauenden Maßnahmen der standorttypische Wertebereich oft nicht verlassen werden wird.

Während Humusgehalte im Wesentlichen durch Standortfaktoren bestimmt werden, ist deren Veränderung jedoch durch das landwirtschaftliche Management gesteuert. Auch eine kleine Änderung des Humusgehalts kann hier einen großen Effekt haben, so entspricht eine Erhöhung um 0,1 % einer Anreicherung von $4 \text{ t ha}^{-1} C_{org}$ in der Ackerkrume. Auch Landnutzungsänderungen, also der Wechsel zwischen Acker und Dauergrünland, haben einen großen Effekt auf die Veränderung des C_{org} -Gehaltes. Vergleiche von Acker- und Grünlandstandorten auf gleichen Standortbedingungen zeigten, dass der C_{org} -Gehalt im Oberboden (Mittel von 25 cm Tiefe) von Grünland 1,2 % Punkte höher liegt als der im angrenzenden Acker (Daten aus Poeplau et al., 2011, mindestens 20 Jahre nach Grünlandumbruch oder Umwandlung von Acker in Grünland). Im Vergleich liegen die in dieser Arbeit abgeleiteten standorttypischen Untergrenzen für Dauergrünland um 0,6 % Punkte und die Obergrenzen um 1,6 % Punkte höher als die Grenzen für Acker (Betrachtungstiefe 0–30 cm).

Kann unterschiedliches Humusmanagement mit den Wertebereichen standorttypischer Humusgehalte festgestellt werden?

Die hier vorgestellten standorttypischen Wertebereiche für C_{org} - bzw. Humusgehalte basieren auf dem sehr umfangreichen und konsistenten Datensatz der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (Jacobs et al., 2018). Sie sind unter der Annahme entstanden, dass die vorhandenen Humusgehalte im Sinne eines Status quo „typisch“ sind und zumindest annähernd ein Humusgleichgewicht gegeben ist. Die 33 ausgewiesenen standorttypischen Wertebereiche erlauben eine einfache vergleichende Einordnung gemessener C_{org} -Gehalte mit auf Bundesebene vergleichbaren Standorten. Wenn C_{org} -Gehalte festgestellt werden, die über oder unten dem ausgewiesenen Wertebereich liegen, ist dies nicht direkt und zwingend auf das landwirtschaftliche Management zurückzuführen. Nur für rund 15 % der Beprobungspunkte der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft, die außerhalb der standorttypischen Wertebereiche lagen, konnten konsistente Hinweise gefunden werden, dass das landwirtschaftliche Management (C_{org} -Eintrag aus organischen Düngemitteln aus der Nutztierhaltung und Biogasproduktion) einen Einfluss auf die „nicht-standorttypischen“ Humusgehalte hat. Im vorliegenden umfangreichen Datensatz zum landwirtschaftlichen Management (Fruchtfolge, organische Düngung, Kohlenstoffeinträge über Erntereste, Bodenbearbeitung etc.) war nur der Faktor „ C_{org} -Eintrag organischer Düngemitteln aus der Nutztierhaltung und Biogasproduktion“ eine Maßnahme, die öfters konsistent mit Humusgehalten außerhalb des standorttypischen Wertebereichs verknüpft war. Wie im vorangestellten Abschnitt beschrieben wurde, sind die Veränderungen des Humusgehaltes durch Managementeinflüsse in den allermeisten Fällen zu klein, um nachweisbare und gesicherte Humusgehalte oberhalb bzw. unterhalb der klassifizierten „standorttypischen Humuswertebereiche“ zu bewirken. Es ist also nicht möglich, Humusgehalte unterhalb des standorttypischen Wertebereichs eindeutig auf unzureichende humusaufbauende Maßnahmen

zurückzuführen. Dennoch lohnt der genauere Blick auf die Standorte außerhalb der standorttypischen Humusgehalte, da sie sowohl Informationen über regionale Besonderheiten der Humusgehalte als auch über mögliche Potenziale der Humusanreicherung bieten können. Erschwert wird eine klare Bewertung des Einflusses des Managements auf Humusgehalte u.a. auch durch die langsame Veränderungsrate von Humusgehalten als Reaktion auf bestimmte landwirtschaftliche Maßnahmen. Zudem sind viele aktuelle Humusgehalte noch immer geprägt durch die Einflüsse von Jahrzehnten und Jahrhunderten landwirtschaftlichen Managements, das durch den vorliegenden Datensatz zum landwirtschaftlichen Management nur unzureichend erfasst wird. Die Einordnung von landwirtschaftlichen Humusgehalten mittels der standorttypischen Wertebereiche ersetzt folglich nicht die Einzelfallprüfung der Ursachen (Standort und/oder Management), besonders, wenn Humusgehalte unterhalb oder oberhalb des standorttypischen Wertebereichs liegen.

Bewertung von Humusgehalten und des betrieblichen Humusmanagements

Die vorgelegten standorttypischen Wertebereiche für C_{org} - bzw. Humusgehalte bieten ein neues Schema mit dem gemessene C_{org} -Gehalte und daraus abgeleitete Humusgehalte standortdifferenziert eingeordnet und verglichen werden können. Eine Bewertung der Humusgehalte sollte aber nicht allein auf Grundlage dieser Einordnung erfolgen. Das Humusmanagement ist ein zentraler Bestandteil des betrieblichen Nährstoffmanagements. Daher müssen Humusgehalte und das bestehende Humusmanagement auch im Kontext einer effizienten und verlustarmen Nährstoffversorgung der Nutzpflanzen bewertet werden. Wichtig sind neben den Kenntnissen der standort- und nutzungsabhängigen Ist-Zustände der Humusgehalte besonders Informationen über die zeitliche Veränderung von Humusgehalten. Regionale und lokale Standortbesonderheiten (z.B. Änderungen der Landnutzung und des Managements, Grundwasserbeeinflussung) müssen bei der vergleichenden Einordnung berücksichtigt werden. Auch auf Schlagebene können erhebliche kleinräumige Unterschiede in Bodeneigenschaften und im Humusgehalt auftreten.

Die Wahl geeigneter humuserhaltender und humusaufbauender Bewirtschaftungsmaßnahmen ist abhängig vom Standort und den Betriebsstrukturen. Es gilt daher, der Landwirtschaft die Informationen über die Humusgehalte und ihre Veränderungen an die Hand zu geben, die sie für die betriebliche Optimierung des Humusmanagements benötigen. Ein Kriterium zur Bewertung des Humuszustands kann dabei die Einordnung in die vorgelegten standorttypischen Humusgehalte sein. Diese generelle Einordnung sollte ergänzt werden durch die Etablierung eines regelmäßigen Monitorings der C_{org} -Gehalte auf Schlagebene, um den Betriebsleiter*innen die Möglichkeit zu geben, Veränderungen zu erkennen und Maßnahmen zu bewerten. Es bietet sich an, diese schlagbezogenen Informationen im Rahmen der regelmäßigen landwirtschaftlichen Grundbodenuntersuchung zu erheben.

Diese Arbeit leistet einen grundlegenden Beitrag zur Klärung, wissenschaftlichen Hinterlegung und Bewertung des Begriffs „standorttypischer Humusgehalt“, der im Bundes-Bodenschutzgesetz (§17 II 7 BBodSchG) verankert ist.

Literaturverzeichnis

- Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (5. Auflage). Hannover.
- 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.
- Arshad, M. A., & Martin, S. (2002): Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 88(2), 153–160.
- Bachinger, J. (2002): Ökolandbau in Nordostdeutschland. Forschungsreport. Die Zeitschrift des Senats der Bundesforschungsanstalten, 1, 30–34.
- Baker, J. M., Ochsner, T. E., Venterea, R. T., & Griffis, T. J. (2007): Tillage and soil carbon sequestration-What do we really know?. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118, 1–5.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015): Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48.
- BBodSchG (1998): Bundesbodenschutzgesetz: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. Gesetz zum Schutz des Bodens. Bundesgesetzblatt Jahrgang 1998 Teil I Nr. 16.
- Behre, K.-E. (2008): Landschaftsgeschichte Norddeutschlands. Umwelt und Siedlung von der Steinzeit bis zur Gegenwart. Neumünster: Wachholtz Verlag.
- Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., ... Wilke, B.-M. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde. Scheffer/Schachtschabel (16. Auflage). Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Bot, A., & Benites, J. (2005): The importance of soil organic matter. Key to drought-resistant soil and sustained food production. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (Hrsg.).
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) (2019): Ökologischer Landbau in Deutschland. Bonn.
- Burke, I. C., Yonker, C. M., Parton, W. J., Cole, C. V., Flach, K., & Schimel, D. S. (1989): Texture, Climate, and Cultivation Effects on Soil Organic Matter Content in U.S. Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 53(3), 800–805.
- Capriel, P. (2010): Standorttypische Humusgehalte von Ackerböden in Bayern. Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (Hrsg.).
- Carter, M. R. (2002): Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal*, 94(1), 38–47.
- Certini, G., Vestgarden, L. S., Forte, C., & Strand, L. T. (2015): Litter decomposition rate and soil organic matter quality in a patchwork heathland of southern Norway. *SOIL*, 1, 207–216.
- Conant, R. T., Ryan, M. G., Ågren, G. I., Birge, H. E., Davidson, E. A., Eliasson, P. E., ... Bradford, M. A. (2011): Temperature and soil organic matter decomposition rates - synthesis of current knowledge and a way forward. *Global Change Biology*, 17(11), 3392–3404.
- Davidson, E. A., & Janssens, I. A. (2006): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440(7081), 165–173.
- De Smidt, J. T. (1979): Origin and destruction of Northwest European heath vegetation. In: Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften. Berichte der internationalen Symposien der internationalen Vereinigung für Vegetationskunde (pp. 411–432). Cramer, Vaduz.

- DIN EN 16168 (2012-11): Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden – Bestimmung des Gesamt-Stickstoffgehaltes mittels trockener Verbrennung.
- DIN ISO 10390 (2005): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung des pH-Wertes.
- DIN ISO 10694 (1995): Bodenbeschaffenheit – Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse).
- DIN ISO 11277 (1998): Bodenbeschaffenheit – Partikelgrößenverteilung in Mineralböden.
- DIN ISO 11464 (1996-12): Bodenbeschaffenheit - Probenvorbehandlung für physikalisch-chemische Untersuchungen.
- Doetterl, S., Stevens, A., Six, J., Merckx, R., Van Oost, K., Casanova Pinto, M., ... Boeckx, P. (2015): Soil carbon storage controlled by interactions between geochemistry and climate. *Nature Geoscience*, 8(10), 780–783.
- Don, A., Böhme, I. H., Dohrmann, A. B., Poeplau, C., & Tebbe, C. C. (2017): Microbial community composition affects soil organic carbon turnover in mineral soils. *Biology and Fertility of Soils*, 53(4), 445–456.
- Düwel, O., Siebner, C. S., Utermann, J., & Krone, F. (2007a): Bodenarten der Böden Deutschlands. Bericht über länderübergreifende Auswertungen von Punktinformationen im FISBo BGR. Hannover.
- Düwel, O., Siebner, C. S., Utermann, J., & Krone, F. (2007b): Gehalt an organischer Substanz in Oberböden Deutschlands. Länderübergreifende Auswertungen von Punktinformationen im FISBo BGR. Hannover.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2018): Klimadaten des Climate Data Centers (CDC-FTP-Server). Abrufbar unter: <https://www.dwd.de/DE/leistungen/cdcftpasterdaten/cdcftpaster.html> (10.10.2018).
- Ebertseder, T., Engels, C., Heyn, J., Reinhold, J., Brock, C., Fürstenfeld, F., ... Zimmer, J. (2014): Humusbilanzierung. Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. VDLUFA Standpunkt. Speyer.
- Ebertseder, T., Munzert, M., Horn, D., & Maier, H. (2010): Ableitung von Einflussfaktoren auf die Humusgehalte von Böden durch flächenbezogene Auswertung von Bodenuntersuchungsdaten. In: Bericht zur Teilaufgabe 6 für den VDLUFA - F&E - Bericht „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“ (pp. 253–280). Speyer.
- Eckelmann, W., Baritz, R., Bialousz, S., Bielek, P., Carre, F., Houšková, B., ... Zupan, M. (2006): Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats. European Soil Bureau Research Report No. 20, EUR 22185 EN. Luxembourg.
- Fließbach, A., Oberholzer, H. R., Gunst, L., & Mäder, P. (2007): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118(1–4), 273–284.
- Fortmann, H., Rademacher, P., Groh, H., & Höper, H. (2012): Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen. In: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (Hrsg.): GeoBerichte 23 (pp. 48–69). Hannover.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fließbach, A., Buchmann, N., ... Niggli, U. (2012): Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(44), 18226–18231.

- Govaerts, B., Verhulst, N., Castellanos-Navarrete, A., Sayre, K. D., Dixon, J., & Dendooven, L. (2009): Conservation agriculture and soil carbon sequestration: Between myth and farmer reality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28(3), 97–122.
- Grabe, M., Kleber, M., Hartmann, K. J., & Jahn, R. (2003): Preparing a soil carbon inventory of Saxony-Anhalt, Central Germany using GIS and the state soil data base SABO_P. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166(5), 642–648.
- Gregorich, E. G., Carter, M. R., Angers, D. A., Monreal, C. M., & Ellert, B. H. (1994): Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 74(4), 367–385.
- Guo, L. B., & Gifford, R. M. (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8, 345–360.
- Hädicke, A. (2017): Humusmonitoring auf Ackerflächen in NRW. Abrufbar unter: indikatoren-land.nrw.de/umweltmonitoring-nrw/index.php?indikator=49&aufzu=0&mode=indi (08.01.2019).
- Hassink, J. (1994): Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*, 26(9), 1221–1231.
- Hassink, J. (1997): The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191, 77–87.
- Haynes, R. J., & Naidu, R. (1998): Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51, 123–137.
- Hermle, S., Anken, T., Leifeld, J., & Weisskopf, P. (2008): The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. *Soil and Tillage Research*, 98(1), 94–105.
- Heyn, J. (2013): Humus, Humusgehalte, Humusbilanzierung. Abrufbar unter: <https://www.llh.hessen.de/pflanze/boden-und-duengung/humus-und-boden/> (08.01.2019).
- HFA A2.8, Gutachterausschuss Forstliche Analytik (2009): Handbuch Forstliche Analytik (2009): A2.8 – Trockenrohdichte (TRDFB) und Feinbodenvorrat (FBV).
- Hobley, E., Wilson, B., Wilkie, A., Gray, J., & Koen, T. (2015): Drivers of soil organic carbon storage and vertical distribution in Eastern Australia. *Plant and Soil*, 390(1–2), 111–127.
- Hodge, A., Robinson, D., & Fitter, A. (2000): Are microorganisms more effective than plants at competing for nitrogen?. *Trends in Plant Science*, 5(7), 304–308.
- Huber, S., Prokop, G., Arrouays, D., Banko, G., Bispo, A., Jones, R. J. A., ... Jones, A. R. R. (2008): Environmental assessment of soil for monitoring. Volume I: Indicators & Criteria. EUR 23490 EN/1, Office for the Official Publications of the European Communities. Luxembourg.
- Hülsbergen, K.-J. & Rahmann, G. (2013): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig.
- Huschek, G., & Kregel, D. (2004): Länderübergreifende Auswertung von Daten der Bodendauerbeobachtung der Länder. Berlin: Umweltbundesamt Texte 50/4.
- Hüttl, R. F., Pechtel, A., & Bens, O. (2008): Humusversorgung von Böden in Deutschland. Berlin: Publikationen des Umweltbundesamtes.
- Hyndman, R. J., & Fan, Y. (1996): Sample Quantiles in Statistical Packages. *The American Statistician*, 50(4), 361.

- Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., Heidkamp, A., Prietz, R., Dechow, R., ... Freibauer, A. (2018): Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Braunschweig.
- Jenny, H. (1941): Factors of Soil Formation. A System of Quantitative Pedology. *Geographical Review*, 35(2), 336–337.
- Jobbagy, E. G., & Jackson, R. B. (2000): The vertical distribution of organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 423–436.
- Kemper, W. D., & Koch, E. J. (1966): Aggregate stability of soils from Western United States and Canada. Measurement procedure, correlation with soil constituents. *USDA Technical Bulletin*, 1355.
- Kolbe, D. H., & Zimmer, J. (2015): Leitfaden zur Humusversorgung. Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Dresden.
- König, W. (2009): Humus- und Nährstoffversorgung mitteleuropäischer Böden. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (Hrsg.): Biomasse aus Abfällen. Gibt es ein optimales Stoffstrommanagement?. LANUV-Fachbericht 18 (pp. 13–18). Recklinghausen.
- Körschens, M. (2010): Der organische Kohlenstoff im Boden (C_{org})-Bedeutung, Bestimmung, Bewertung. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 56(4), 375–392.
- Körschens, M., Albert, E., Armbruster, M., Barkusky, D., Baumecker, M., Behle-Schalk, L., ... Zorn, W. (2013): Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 59(8), 1017–1040.
- Körschens, M., Rogasik, J., & Schulz, E. (2005): Bilanzierung und Richtwerte organischer Bodensubstanz. *Landbauforschung Völkenrode*, 55, 1–10.
- Körschens, M., & Schulz, E. (1999): Die organische Bodensubstanz. Dynamik - Reproduktion - ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. Leipzig-Halle: UFZ-Bericht Nr. 13/1999.
- LABO (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (Hrsg.) (2014): Die "gute fachliche Praxis" der landwirtschaftlichen Bodennutzung (gFP) – rechtliche und fachliche Grundlagen, Defizite und Lösungsvorschläge. Positionspapier der LABO zur "Guten fachlichen Praxis" der landwirtschaftlichen Bodennutzung.
- Lal, R. (2004): Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, 304(56777), 1623–1627.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2011): Jahresbericht 2010. Recklinghausen.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2015): Auswertungen der Ergebnisse zu bodenchemischen Untersuchungen auf Bodendauerbeobachtungsflächen in NRW. LANUV-Fachbericht 44. Recklinghausen.
- Loveland, P., & Webb, J. (2003): Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage Research*, 70(1), 1–18.
- LUFA Nord-West (o. J.): Untersuchung der Bodenart und des Humusgehaltes. Abrufbar unter: <https://www.lufa-nord-west.de/index.cfm/article/480.html> (22.02.2019).
- Luo, Z., Wang, E., & Sun, O. J. (2010): Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139(1–2), 224–231.

- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., & Niggli, U. (2012): Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science*, 296, 1–5.
- Manning, P., de Vries, F. T., Tallowin, J. R. B., Smith, R., Mortimer, S. R., Pilgrim, E. S., ... Bardgett, R. D. (2015): Simple measures of climate, soil properties and plant traits predict national-scale grassland soil carbon stocks. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1188–1196.
- Marx, M., Schilli, C., Rinklebe, J., Kastler, M., Molt, C., Kaufmann-Boll, C., ... Körschens, M. (2016): Erarbeitung fachlicher, rechtlicher und organisatorischer Grundlagen zur Anpassung an den Klimawandel aus Sicht des Bodenschutzes. Teil 3: Bestimmung der Veränderungen des Humusgehalts und deren Ursachen auf Ackerböden Deutschlands. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt Texte 26/2016.
- McBratney, A. B., Mendonça Santos, M. L., & Minasny, B. (2003): On digital soil mapping. *Geoderma*, 117, 3–52.
- Meersmans, J., Martin, M. P., Lacarce, E., De Baets, S., Jolivet, C., Boulonne, L., ... Arrouays, D. (2012): A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(4), 841–851.
- Meier, I. C., & Leuschner, C. (2010): Variation of soil and biomass carbon pools in beech forests across a precipitation gradient. *Global Change Biology*, 16(3), 1035–1045.
- Melillo, J. M., Steudler, P. A., Aber, J. D., Newkirk, K., Lux, H., Bowles, F. P., ... Morrisseau, S. (2002): Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *Science*, 298(5601), 2173–2176.
- Ministerium für ein lebenswertes Österreich (Hrsg.) (2015): Boden Und Klima Einflussfaktoren, Daten, Massnahmen und Anpassungsmöglichkeiten. Wien.
- Nerger, R., Schimming, C.-G., & Fohrer, N. (2010): Boden-Dauerbeobachtung Schleswig-Holstein: Auswertung der Projektergebnisse im Hinblick auf Aussagen zu Veränderungen von Böden, Aussagefähigkeit und Optimierung der eingesetzten Untersuchungsverfahren. Kiel.
- Neufeldt, H. (2005): Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg, SW Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168, 202–211.
- O'Brien, S. L., Jastrow, J. D., Grimley, D. A., & Gonzalez-Meler, M. A. (2015): Edaphic controls on soil organic carbon stocks in restored grasslands. *Geoderma*, 251–252, 117–123.
- Ottow, J. C. G. (2011): Mikrobiologie von Böden. Biodiversität, Ökophysiologie und Metagenomik. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Overesch, M. (2007): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Sandböden Niedersachsens. Dissertation, Hochschule Vechta.
- Paradelo, R., Virto, I., & Chenu, C. (2015): Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 202, 98–107.
- Peeters, A., Beaufoy, G., Canals, R. M., De Vlieghe, A., Huyghe, C., Isselstein, J., ... Wilkins, R. J. (2014): Grassland term definitions and classifications adapted to the diversity of European grassland-based systems. In: European Grassland Federation (Hrsg.): Grassland Science in Europe (Vol. 19, pp. 743–747).
- Poeplau, C., Bolinder, M. A., Eriksson, J., Lundblad, M., & Kätterer, T. (2015): Positive trends in organic carbon storage in Swedish agricultural soils due to unexpected socio-economic drivers. *Biogeosciences*, 12(11), 3241–3251.

- Poeplau, C., & Don, A. (2015): Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200, 33–41.
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., Schumacher, J., & Gensior, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17, 2415–2427.
- Post, W. M., & Kwon, K. C. (2000): Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6, 317–328.
- Powlson, D. S., Stirling, C. M., Jat, M. L., Gerard, B. G., Palm, C. A., Sanchez, P. A., & Cassman, K. G. (2014): Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4(8), 678–683.
- Prechtel, A., Von Lützow, M., Schneider, B. U., Bens, O., Bannick, C. G., Kögel-Knabner, I., & Hüttel, R. F. (2009): Organic Carbon in soils of Germany: Status quo and the need for new data to evaluate potentials and trends of soil carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(5), 601–614.
- Preger, A. C., Welp, G., Marquardt, U., Koleczek, B., & Amelung, W. (2006): Humusgehalte in nordrhein-westfälischen Ackerböden. Aktueller Status und zeitliche Entwicklung. Bonn: Bonner Bodenkundliche Abhandlungen Bd. 45.
- Pribyl, D. W. (2010): A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156(3–4), 75–83.
- R Development Core Team (2018): R: A language and statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Rousk, J., Brookes, P. C., & Bååth, E. (2009): Contrasting soil pH effects on fungal and bacterial growth suggest functional redundancy in carbon mineralization. *Applied and Environmental Microbiology*, 75(6), 1589–1596.
- Rowe, E. C., Evans, C. D., Emmett, B. A., Reynolds, B., Helliwell, R. C., Coull, M. C., & Curtis, C. J. (2006): Vegetation type affects the relationship between soil carbon to nitrogen ratio and nitrogen leaching. *Water, Air, and Soil Pollution*, 177, 335–347.
- Schmidt, M. W. I., & Noack, A. G. (2000): Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(3), 777–793.
- Seufert, V., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485, 229–232.
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002): STabelleilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155–176.
- Six, J., Frey, S. D., Thiet, R. K., & Batten, K. M. (2006): Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2), 555.
- Sleutel, S., de Neve, S., Singier, B., & Hofman, G. (2006): Organic C levels in intensively managed arable soils - Long-term regional trends and characterization of fractions. *Soil Use and Management*, 22(2), 188–196.
- Sleutel, S., Kader, M. A., Begum, S. A., & de Neve, S. (2010): Soil-organic-matter sTabelleility in sandy cropland soils is related to land-use history. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173(1), 19–29.
- Sleutel, S., Leinweber, P., Begum, S. A., Kader, M. A., Van Oostveldt, P., & de Neve, S. (2008): Composition of organic matter in sandy relict and cultivated heathlands as examined by pyrolysis-field ionization MS. *Biogeochemistry*, 89, 253–271.

- Sleutel, S., Leinweber, P., Van Ranst, E., Kader, M. A., & Jegajeevagan, K. (2011). Organic Matter in Clay Density Fractions from Sandy Cropland Soils with Differing Land-Use History. *Soil Science Society of America Journal*, 75(2), 521.
- Sparling, G., Parfitt, R. L., Hewitt, A. E., & Schipper, L. A. (2003): Three Approaches to Define Desired Soil Organic Matter Contents. *Journal of Environment Quality*, 32(3), 760.
- Spearman, C. (1904): The Proof and Measurement of Association between Two Things. *The American Journal of Psychology*, 15(1), 72–101.
- Springob, G., Brinkmann, S., Engel, N., Kirchmann, H., & Böttcher, J. (2001): Organic C levels of Ap horizons in North German Pleistocene sands as influenced by climate, texture, and history of land-use. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164(6), 681–690.
- Springob, G., & Kirchmann, H. (2002): C-rich sandy Ap horizons of specific historical land-use contain large fractions of refractory organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(11), 1571–1581.
- Springob, G., & Kirchmann, H. (2003): Bulk soil C to N ratio as a simple measure of net N mineralization from stabilized soil organic matter in sandy arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(4), 629–632.
- Springob, G., & Kirchmann, H. (2010): Ratios of carbon to nitrogen quantify non-texture-stabilized organic carbon in sandy soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173(1), 16–18.
- Stevenson, F. J. (1994): Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions (2. Auflage). New York: John Wiley & Sons.
- Succow, M., & Joosten, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- Tebrügge, F., & Düring, R.-A. (1999): Reducing tillage intensity — a review of results from a long-term study in Germany. *Soil and Tillage Research*, 53, 15–28.
- Thomsen, I. K., Petersen, B. M., Bruun, S., Jensen, L. S., & Christensen, B. T. (2008): Estimating soil C loss potentials from the C to N ratio. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(3), 849–852.
- Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E. A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner, A., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak, M., & Drösler, M. (2020): A new methodology for organic soils national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, 109, 105838.
- Van Dijk, H. (1968): Das C/N-Verhältnis im A1(p)-Horizont von kultivierten Sandböden im Zusammenhang mit Kohlenstoff- und Stickstoffmineralisierung. *Stikstof*, 12, 89–96.
- Van Wesemael, B., Paustian, K., Meersmans, J., Goidts, E., Barancikova, G., & Easter, M. (2010): Agricultural management explains historic changes in regional soil carbon stocks. *PNAS*, 107 (33), 14926–14930.
- VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (Hrsg.) (2000): Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden. Darmstadt.
- Verheijen, F. G. A., Bellamy, P. H., Kibblewhite, M. G., & Gaunt, J. L. (2005): Organic carbon ranges in arable soils of England and Wales. *Soil Use and Management*, 21, 2–9.
- von Lützow, M., & Kögel-Knabner, I. (2009): Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition-what do we know?. *Biology and Fertility of Soils*, 46(1), 1–15.
- von Lützow, M., 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.
- von Wulffen, U., Roschke, M., & Kape, H.-E. (2008): Richtwerte für die Untersuchung und Beratung zur Umsetzung der Düngeverordnung (DüV). Gemeinsame Hinweise der Länder Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt. Bernburg, Güterfelde und Rostock.
- Vorderbrügge, T., Busch, M., Brandhuber, R., Bug, J., Schrader, S., & Weyer, T. (2015): Vorsorge zur Erhaltung des Standorttypischen Humusgehaltes. In: aid infodienst Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz e. V. (Hrsg.): Gute fachliche Praxis. Bodenbewirtschaftung und Bodenschutz (pp. 10–20). Bonn.
- Vos, C., Don, A., Hobley, E., Prietz, R., Heidekamp, A., & Freibauer, A. (2019): Factors controlling the variation in organic carbon stocks in agricultural soils of Germany. *European Journal of Soil Science*, 70, 550–564.
- Vos, C., Jaconi, A., Jacobs, A., & Don, A. (2018): Hot regions of labile and stable soil organic carbon in Germany – Spatial variability and driving factors. *SOIL*, 4, 153–167.
- Waldmann, F., & Weinzierl, W. (2014): Organische Kohlenstoffvorräte der Böden Baden-Württembergs in Abhängigkeit von Bodentyp, Bodenart, Klima und Landnutzung. Karlsruhe: LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.).
- Walse, C., Berg, B., & Sverdrup, H. (1998): Review and synthesis of experimental data on organic matter decomposition with respect to the effect of temperature, moisture, and acidity. *Environmental Reviews*, 6(1), 25–40.
- Wardle, D. A. (1992): A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 67(3), 321–358.
- Wessolek, G., Kaupenjohann, M., Dominik, P., Ilg, K., Schmitt, A., Zeitz, J., ... Ellerbrock, R. (2008): Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG. Berlin: Publikationen des Umweltbundesamtes.
- West, T. O., & Post, W. M. (2002): Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation: A Global Data Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1930–1946.
- Wiesmeier, M., Barthold, F., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., ... Kögel-Knabner, I. (2014): Estimation of total organic carbon storage and its driving factors in soils of Bavaria (southeast Germany). *Geoderma Regional*, 1, 67–78.
- Wiesmeier, M., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Haug, S., Reischl, A., ... Kögel-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.
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., ... Kögel-Knabner, I. (2019): Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149–162.

Anhang

Anhang A: Abbildungen zur Klassenbildung ,C/N-Verhältnis‘

Anhang B: Abbildungen zur verfeinerten Klassenbildung ,C/N-Verhältnis‘

Anhang C: Abbildungen zur Klassenbildung ,Jahresgesamtniederschlag‘

Anhang A: Abbildungen zur Klassenbildung ,C/N-Verhältnis‘

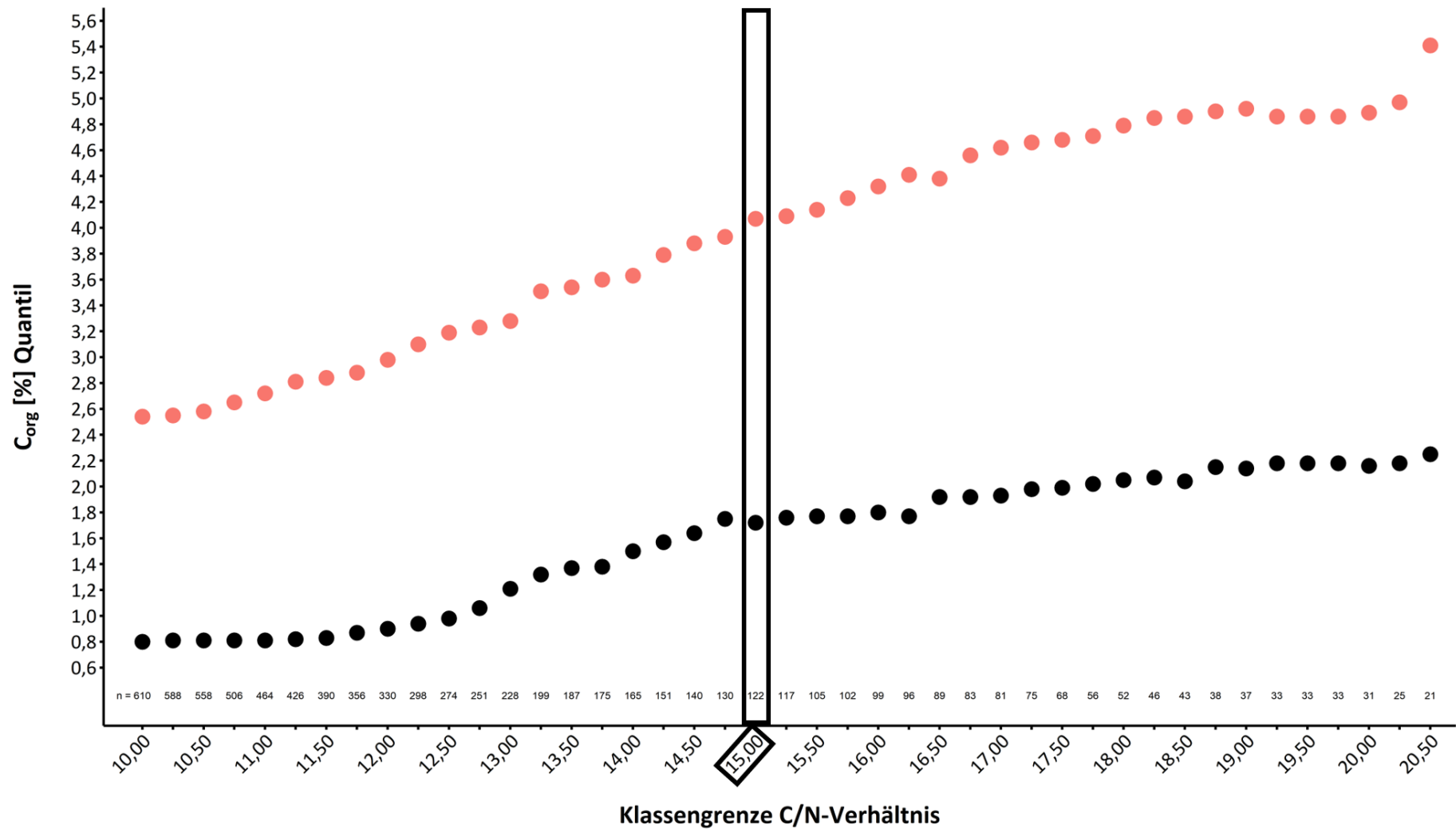


Abbildung A. 1: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

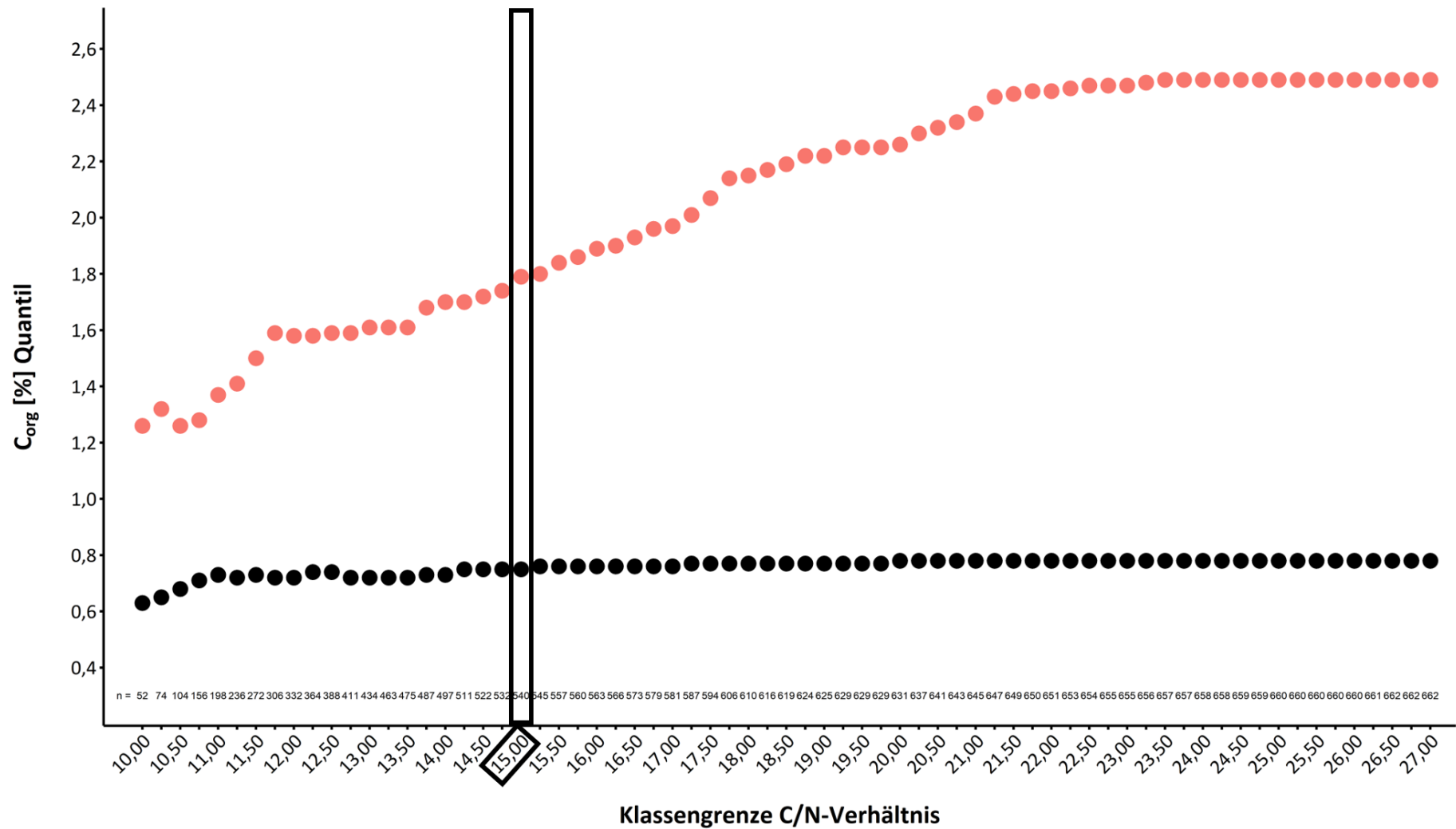


Abbildung A. 2: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

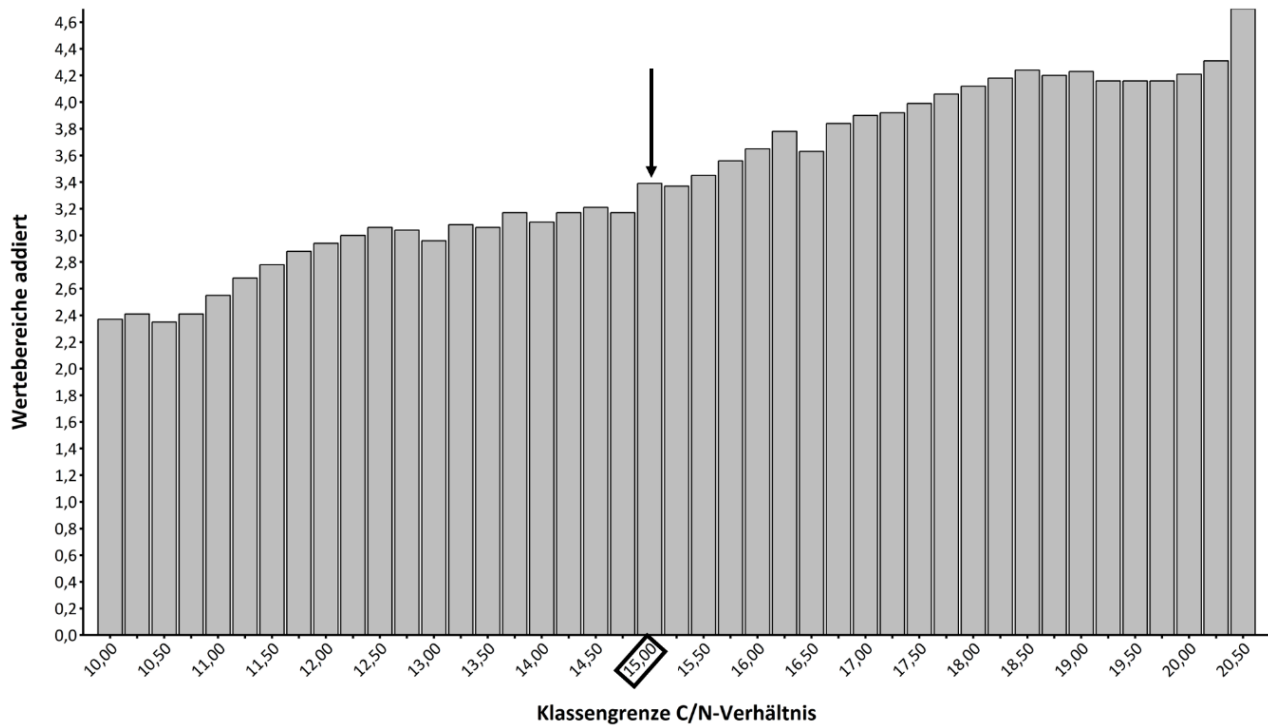


Abbildung A. 3: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

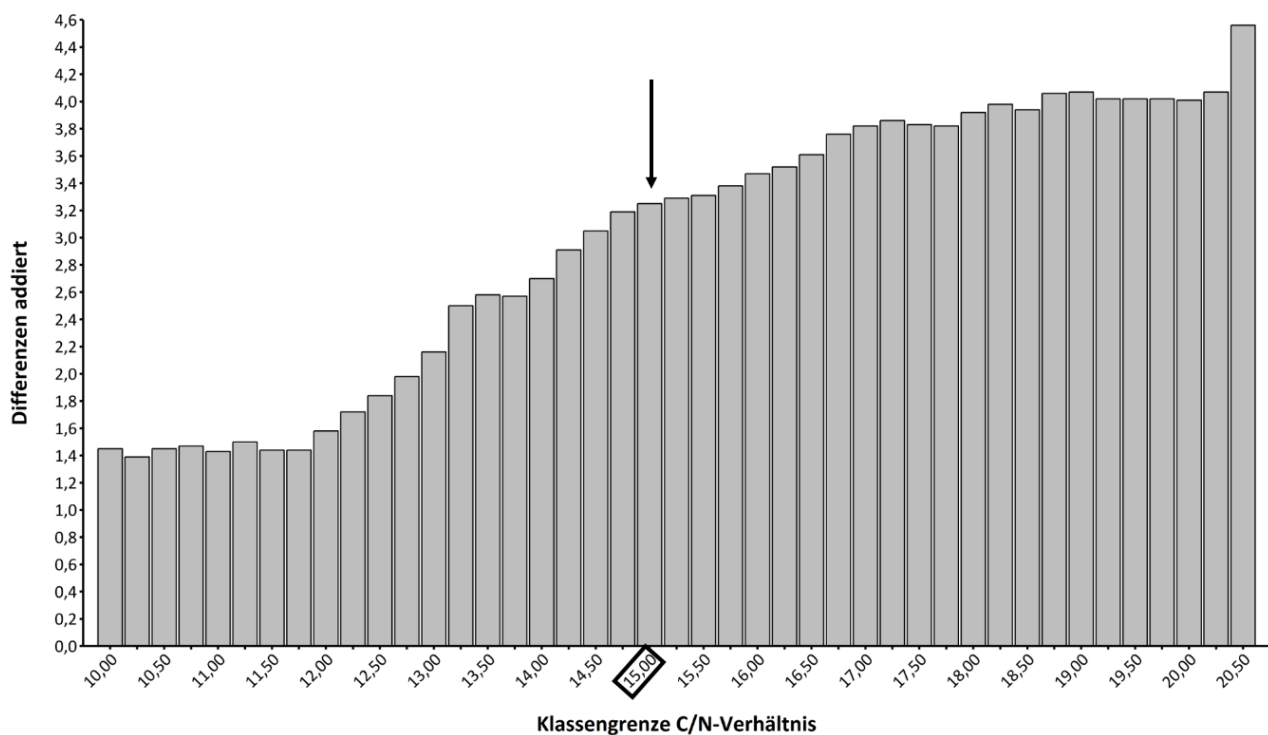


Abbildung A. 4: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

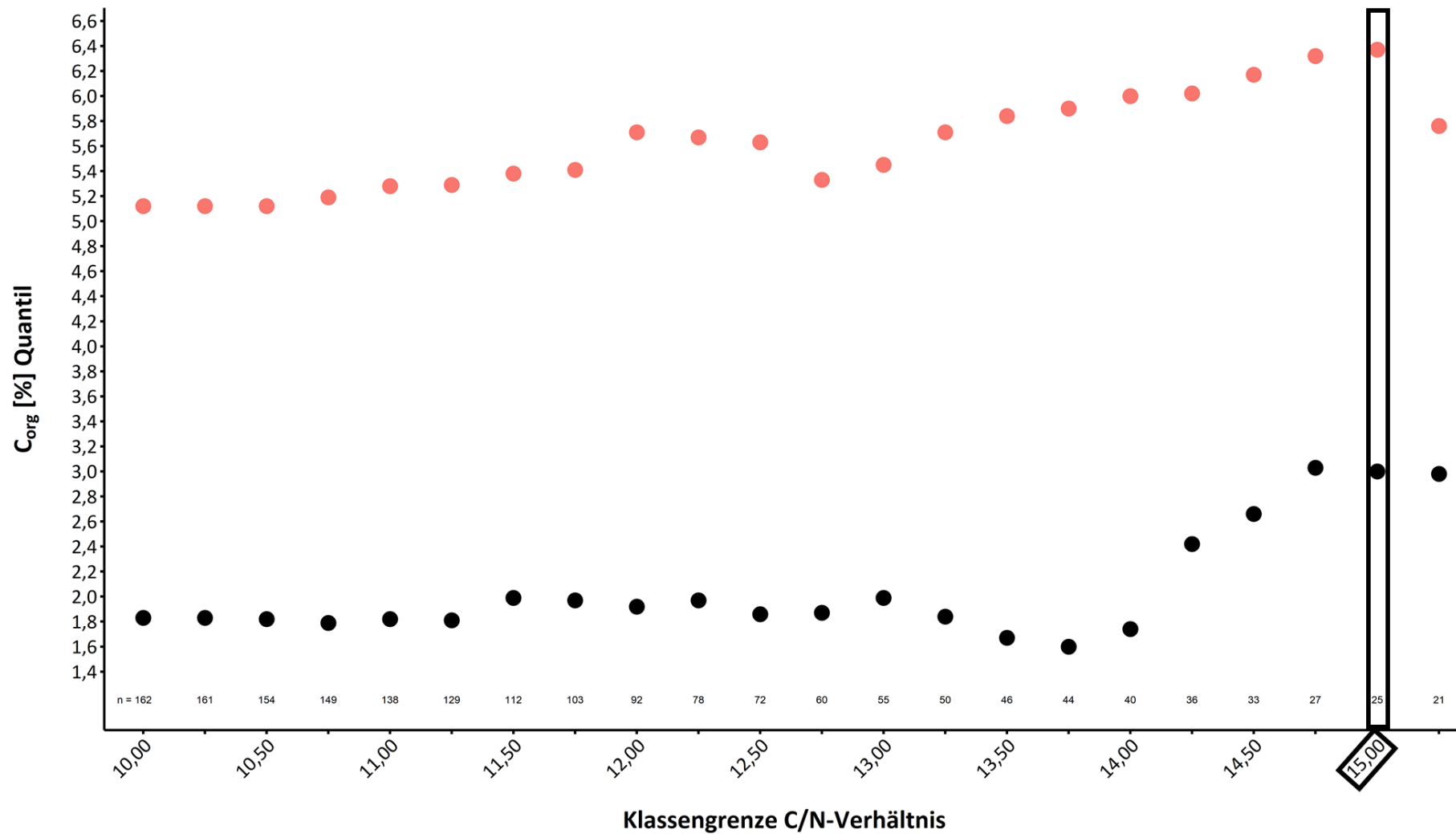


Abbildung A. 5: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

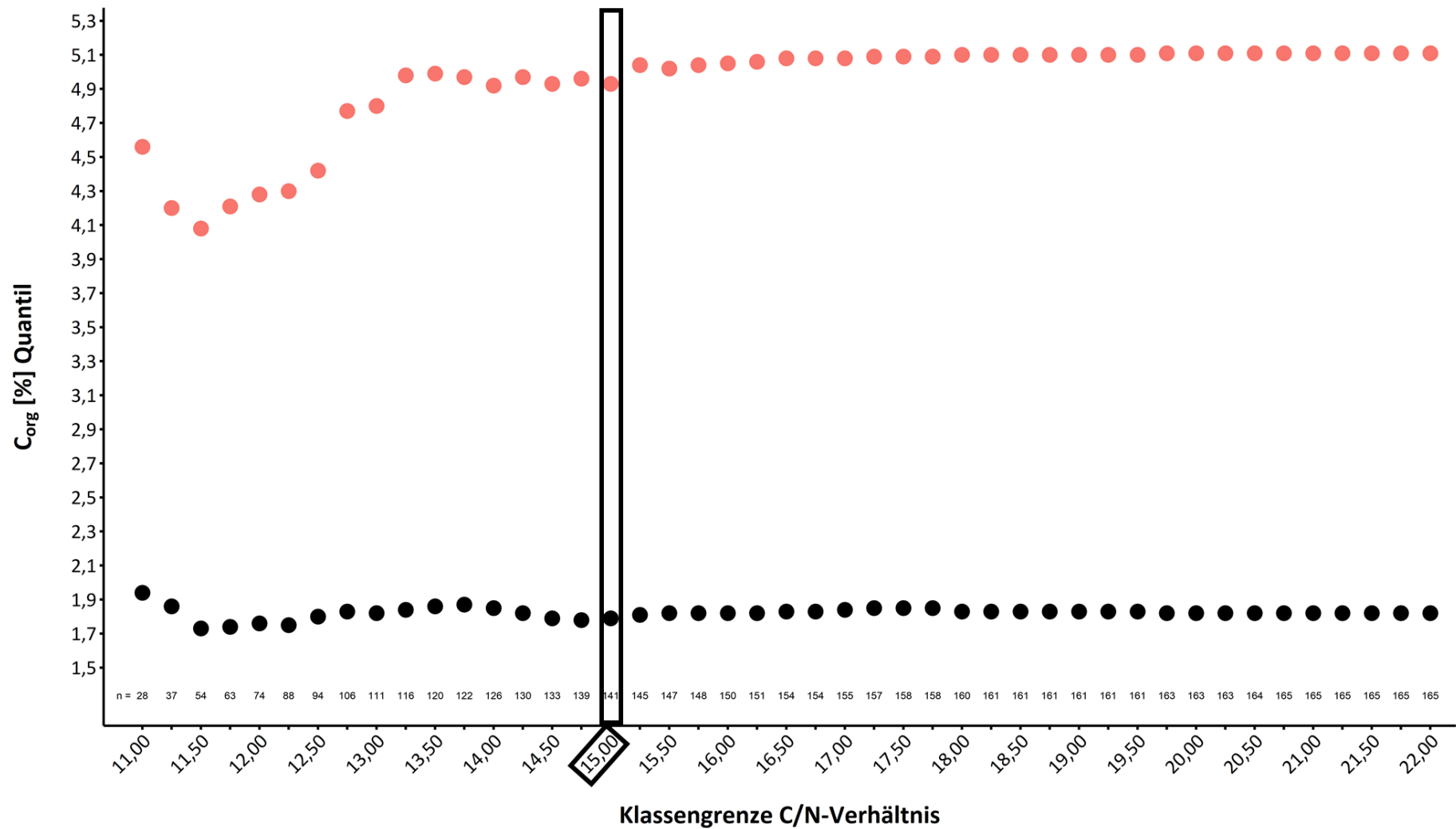


Abbildung A. 6: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

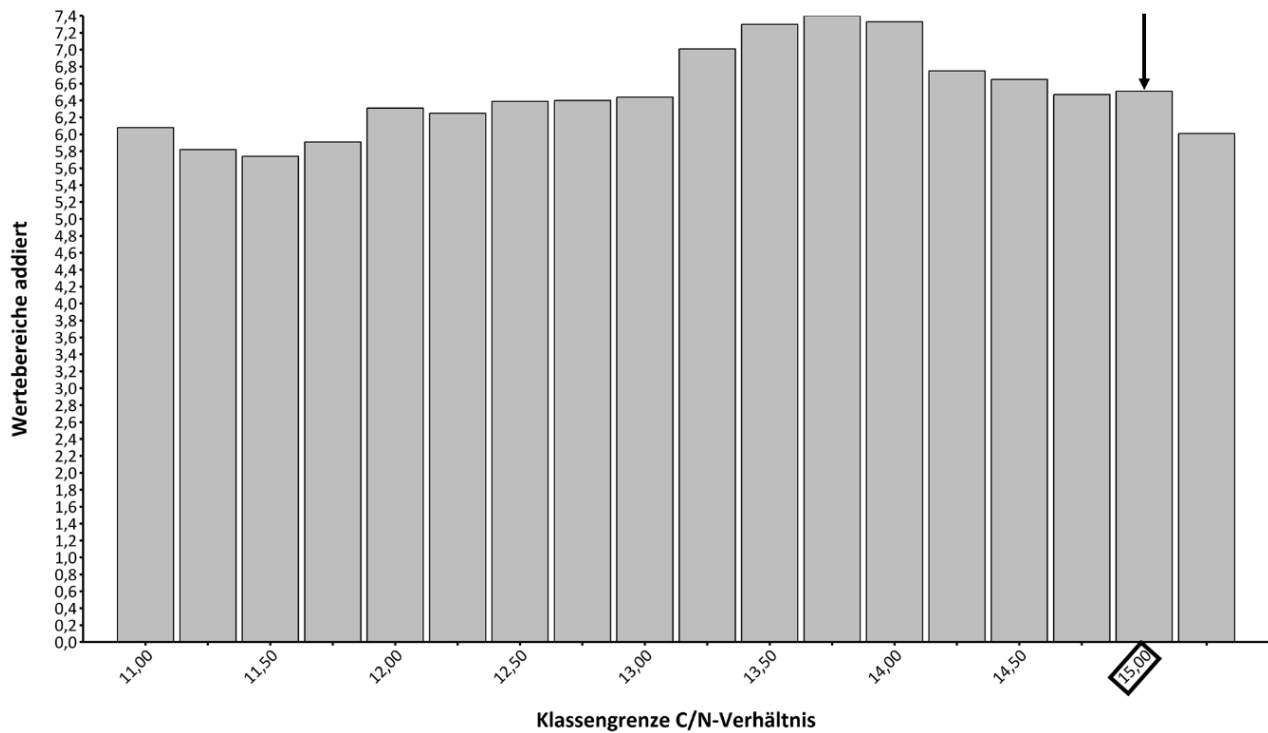


Abbildung A. 7: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

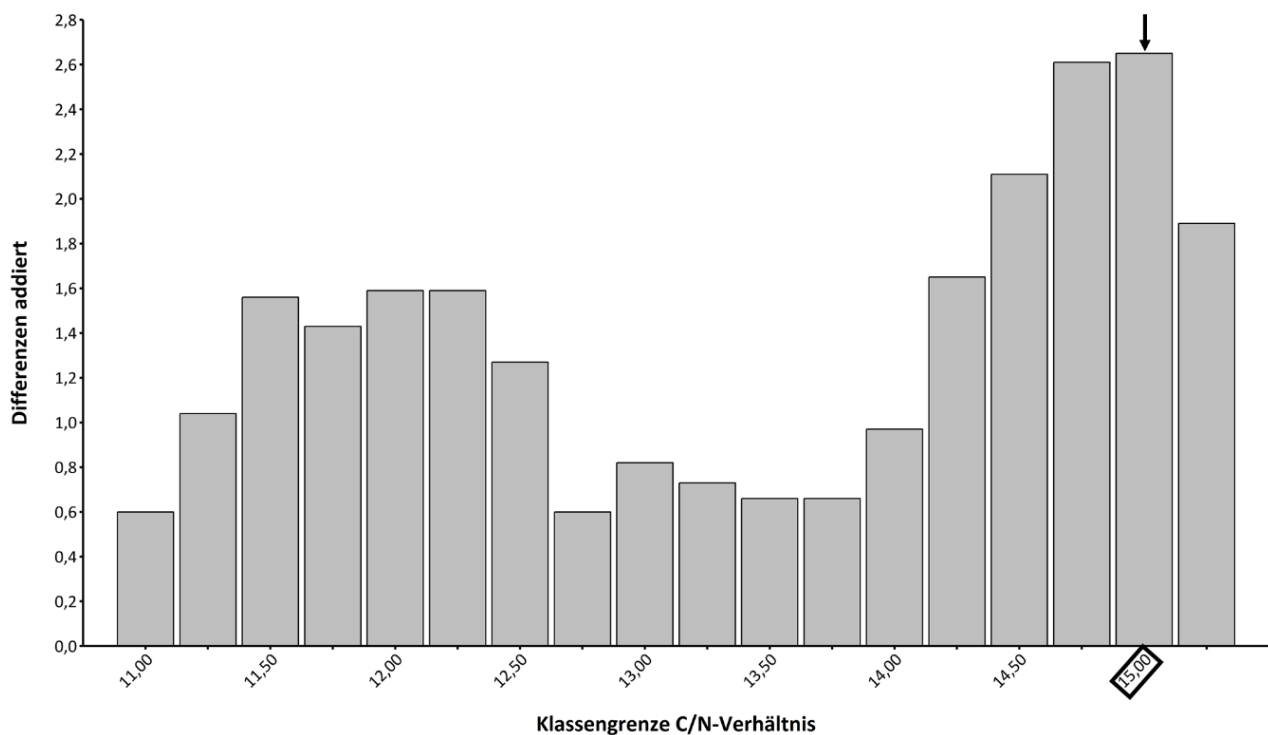


Abbildung A. 8: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

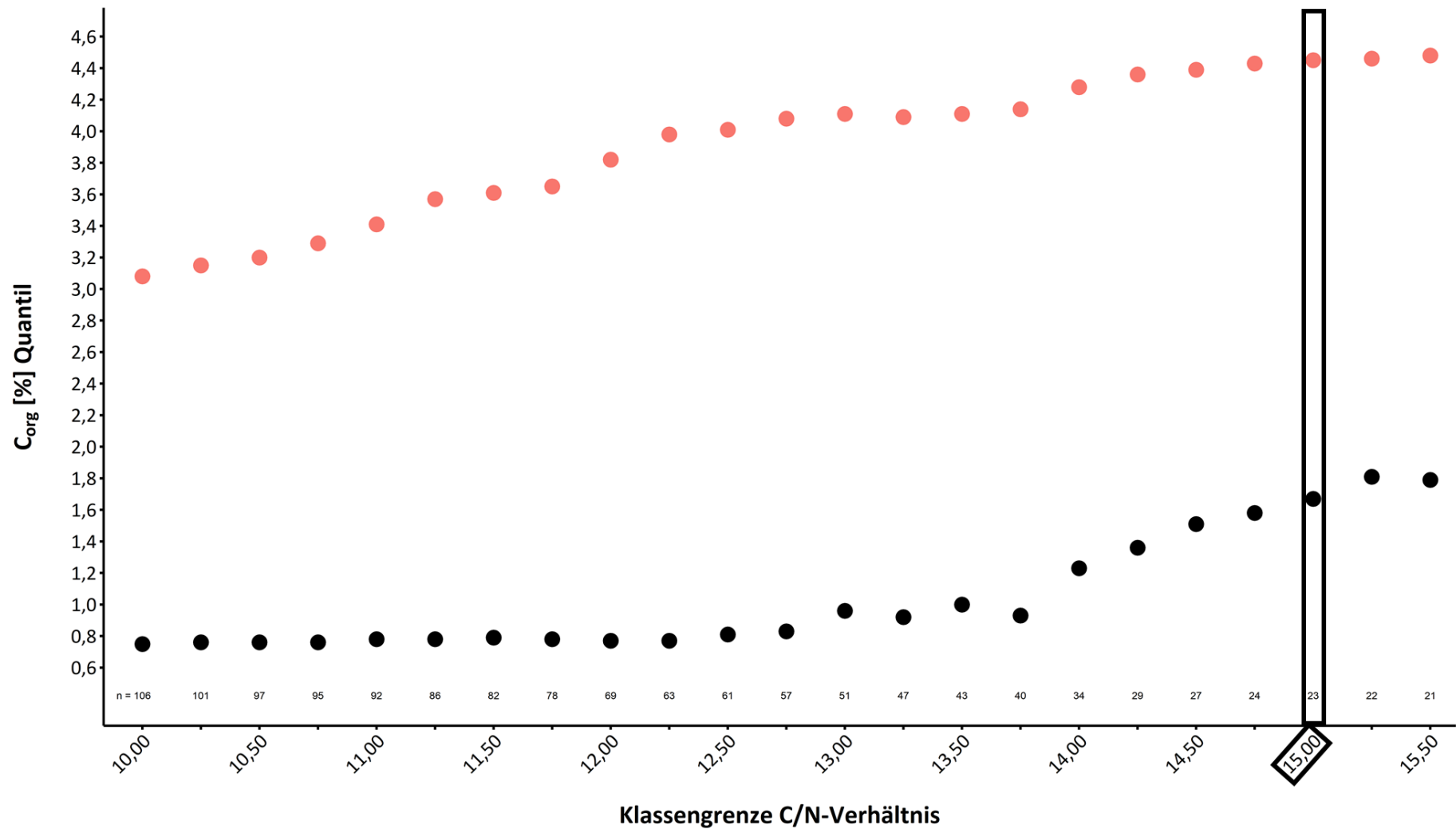
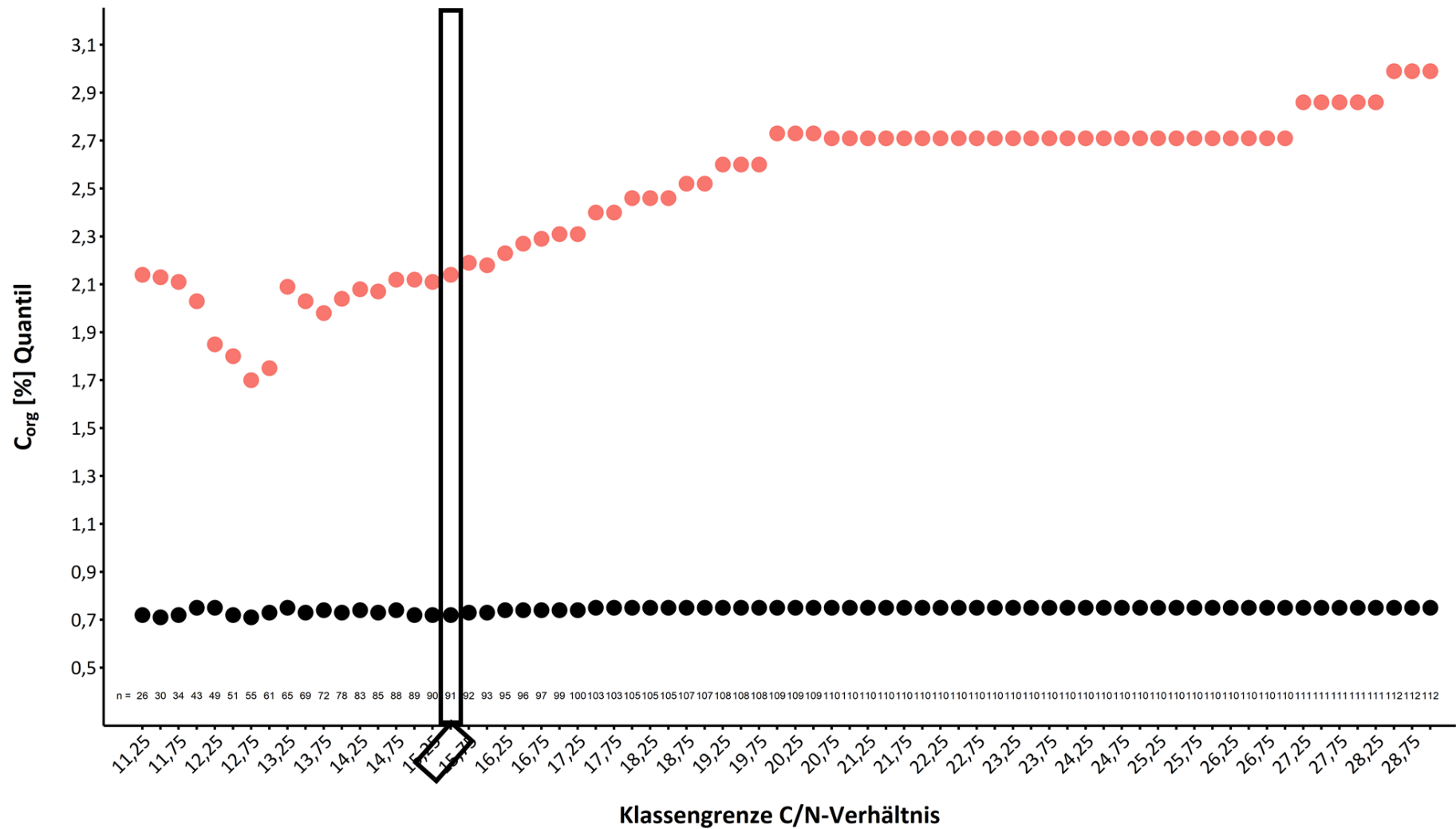


Abbildung A. 9: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart „Grünland-Wechselwirtschaft“ und der Texturklasse „leicht“



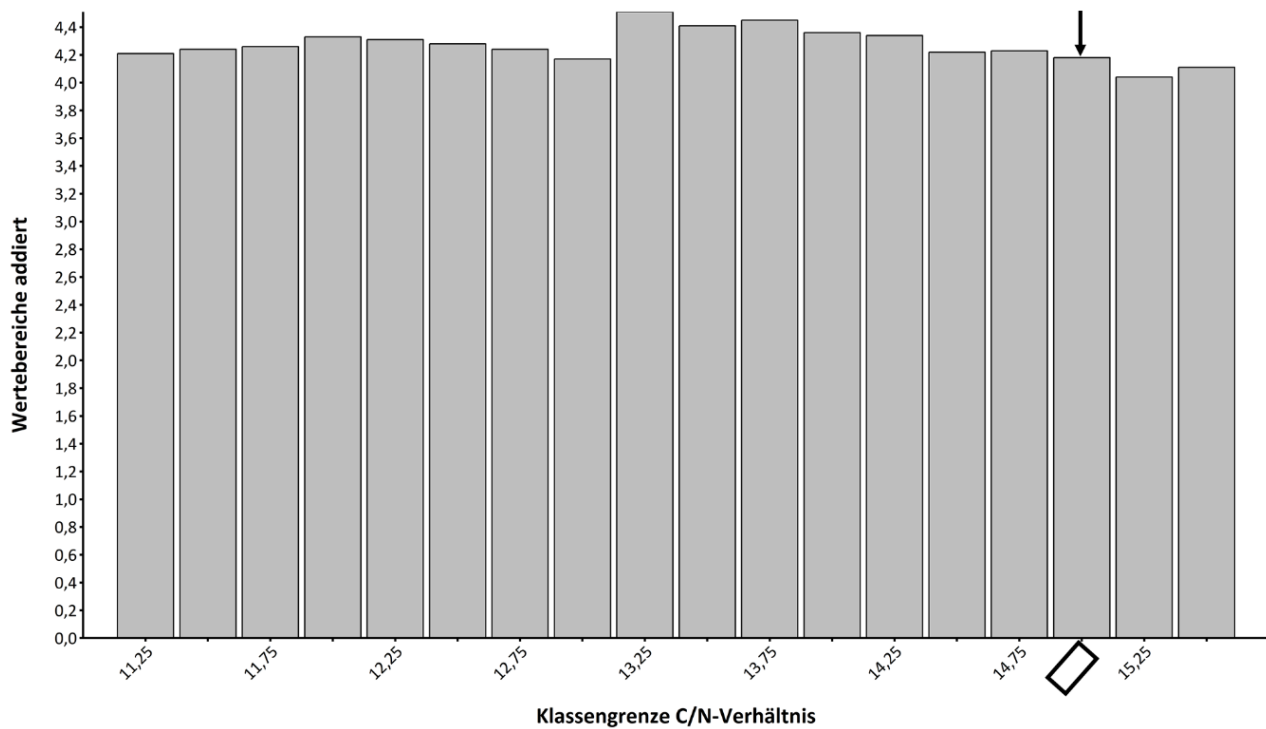


Abbildung A. 11: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

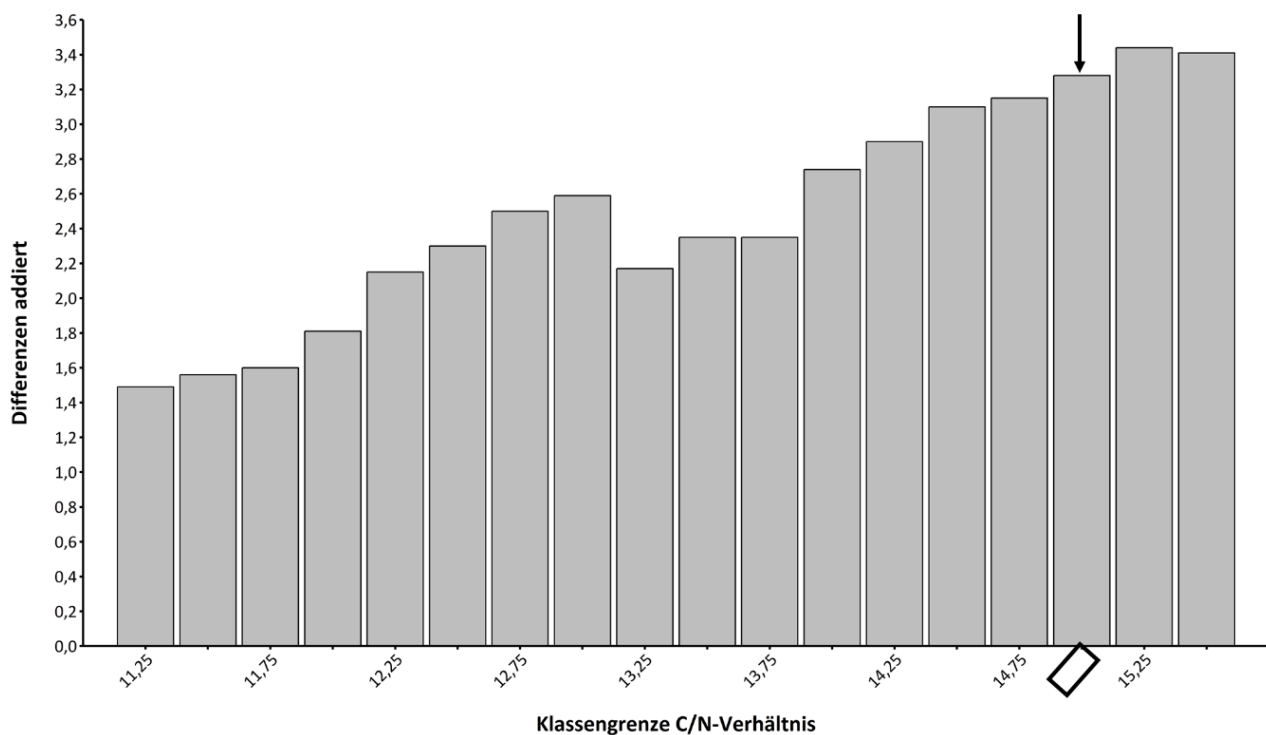


Abbildung A. 12: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ und der Texturklasse ‚leicht‘

Anhang B: Abbildungen zur verfeinerten Klassenbildung ,C/N-Verhältnis‘

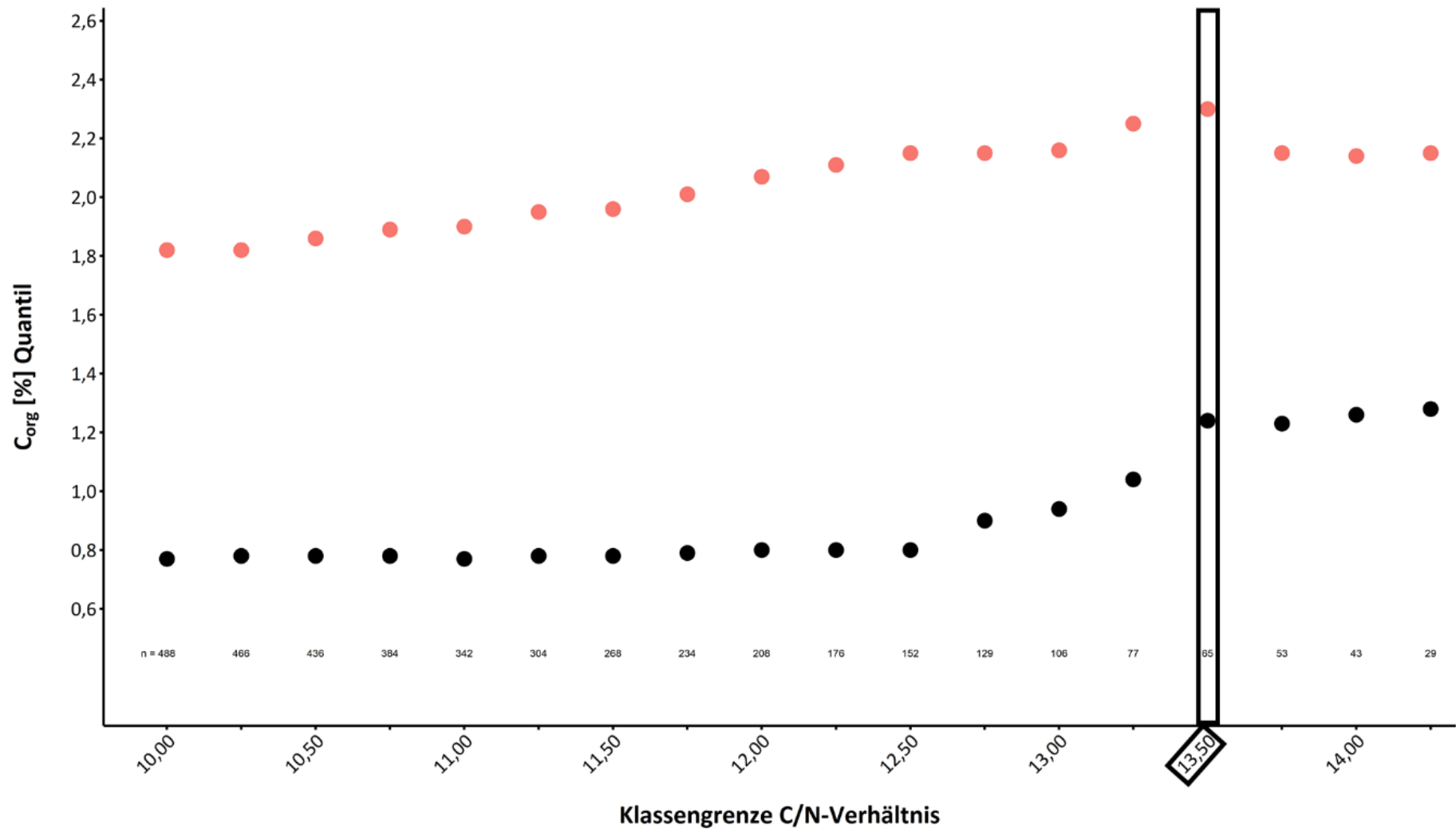


Abbildung B. 1: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 15

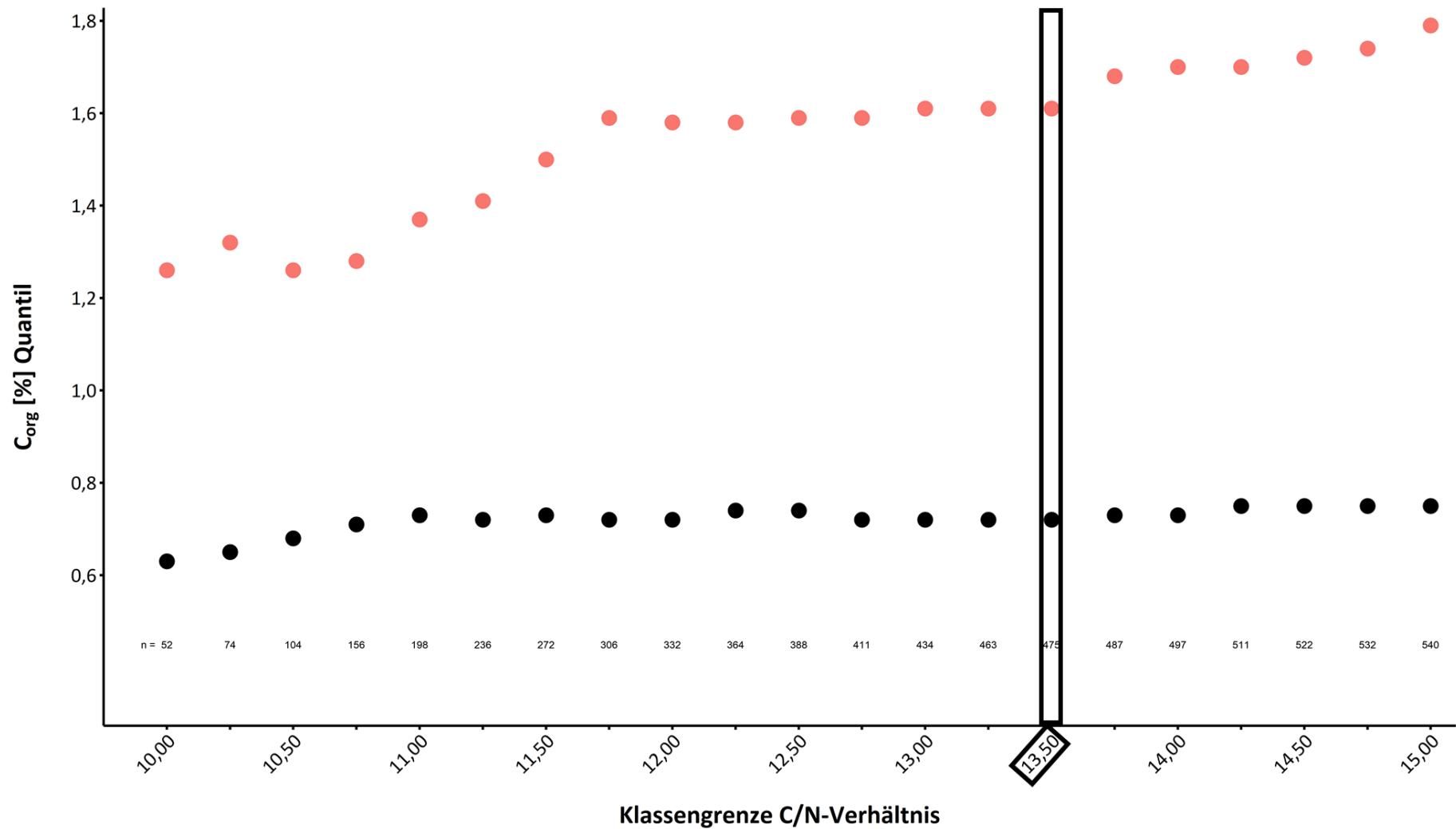


Abbildung B. 2: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N -Verhältnis ≤ 15

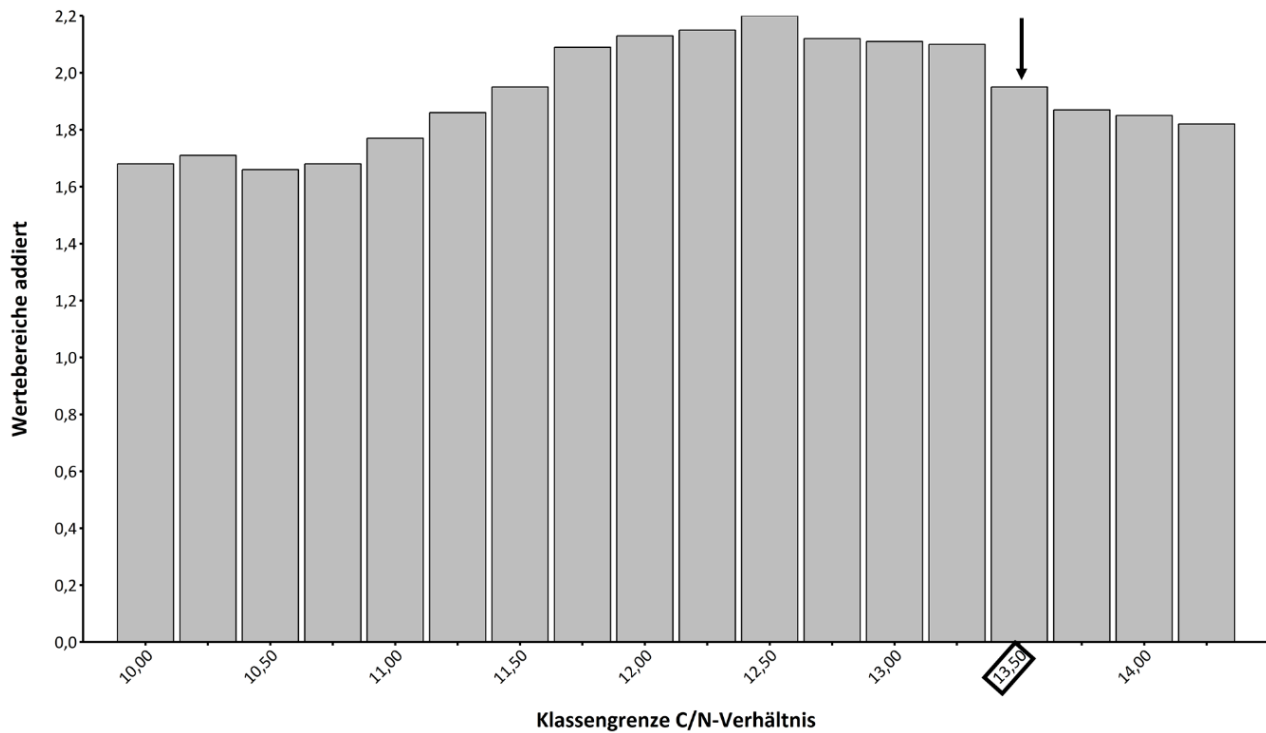


Abbildung B. 3: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 15

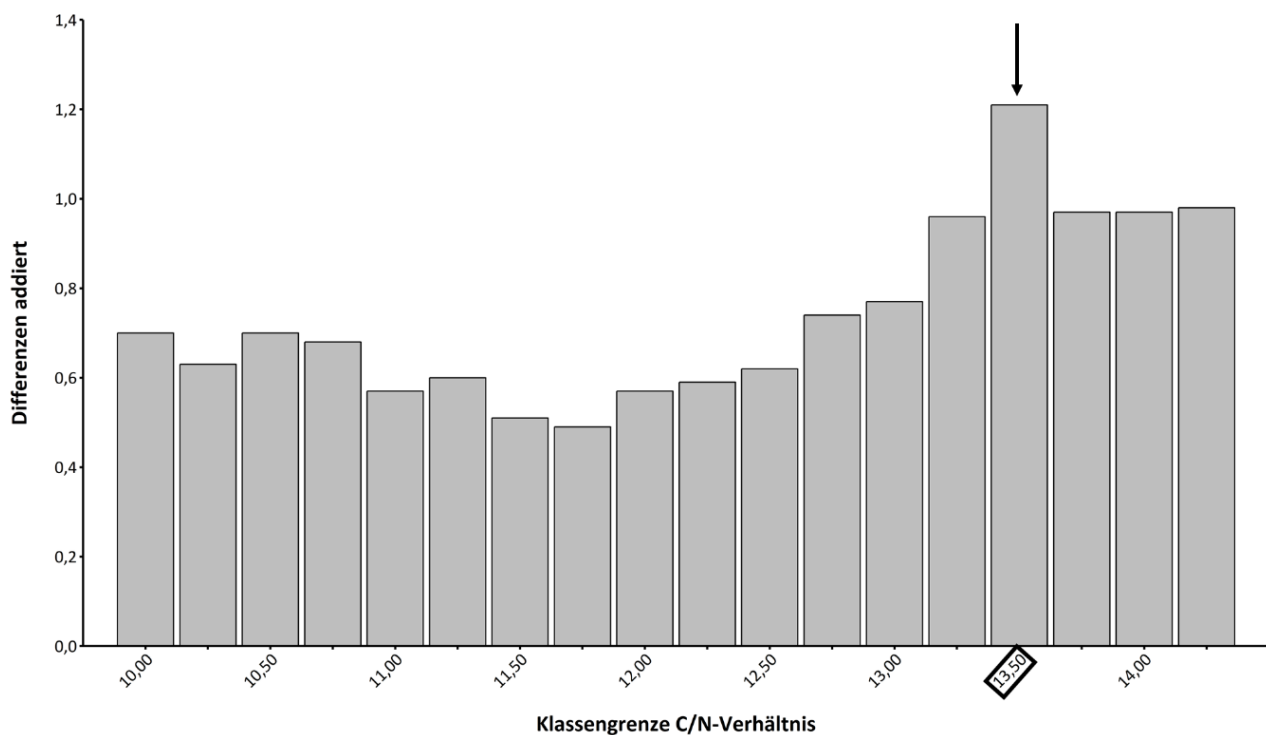


Abbildung B. 4: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 15

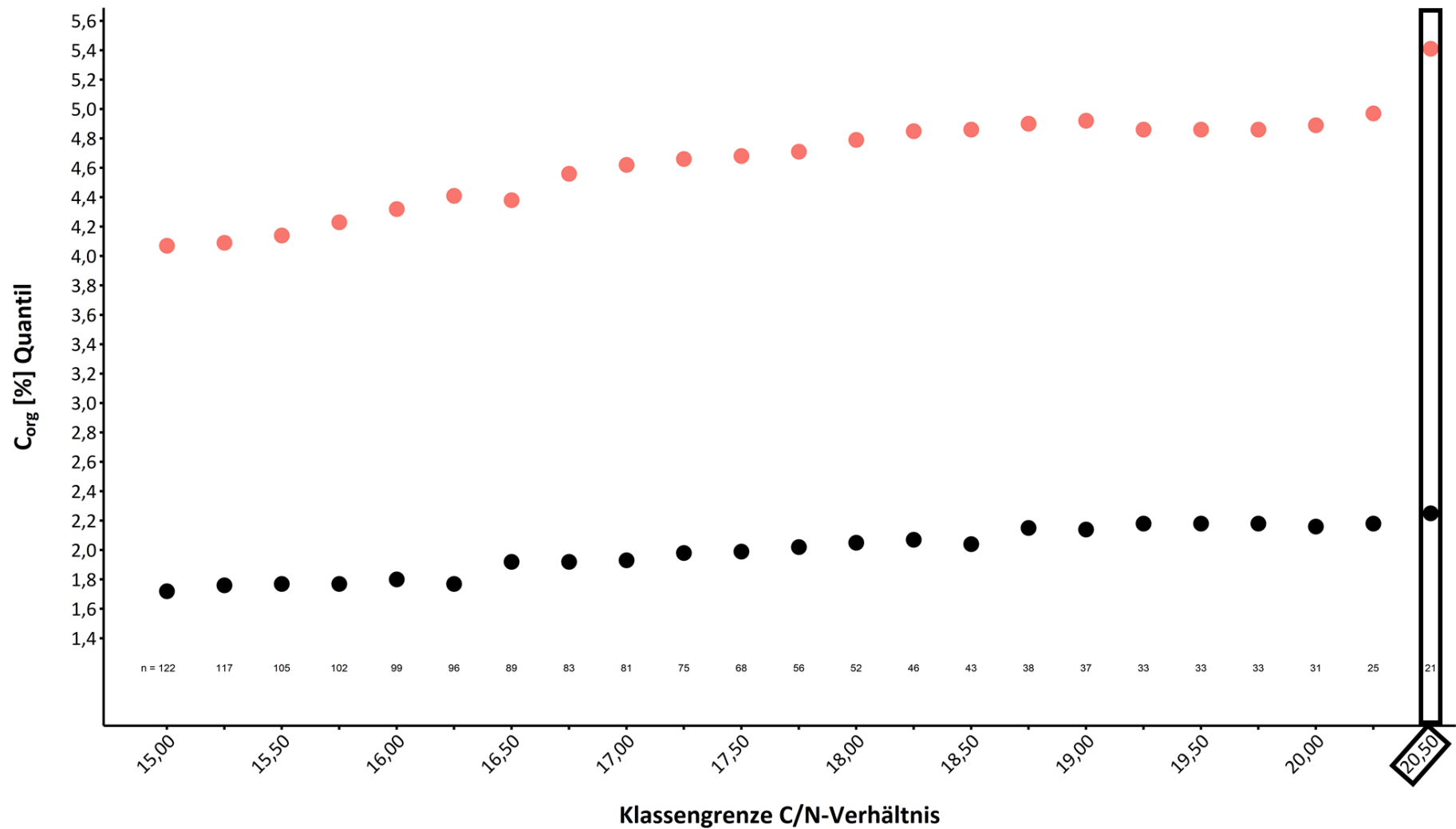


Abbildung B. 5: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis > 15

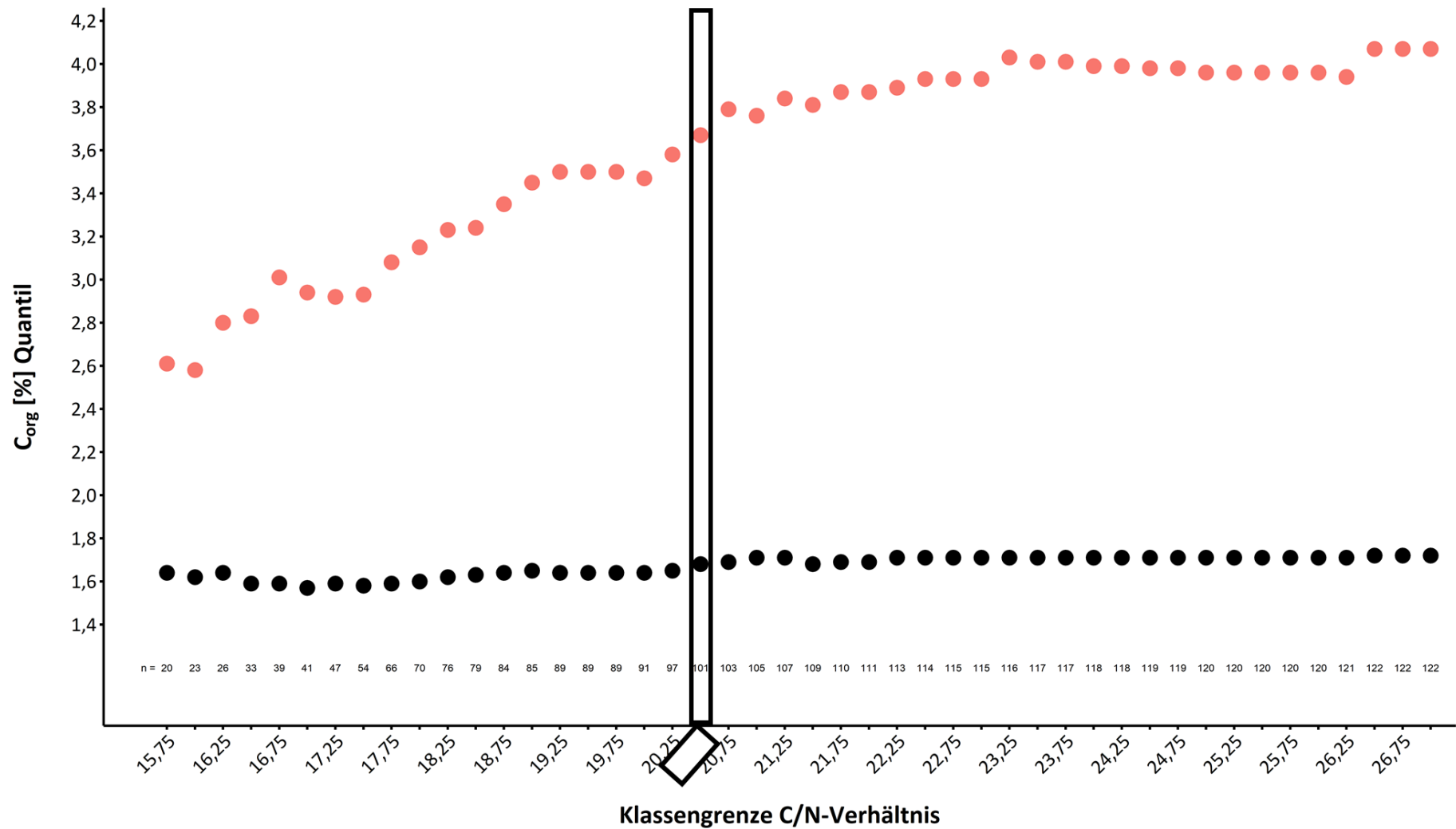


Abbildung B. 6: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis > 15

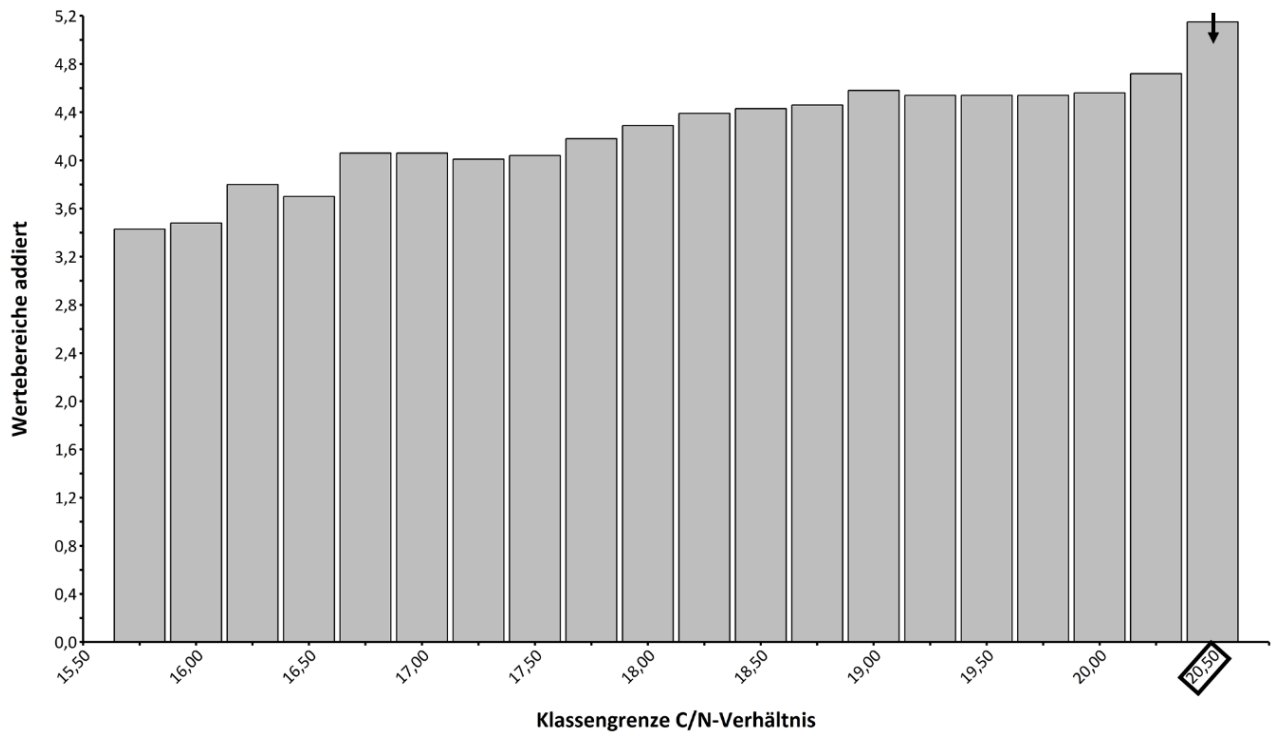


Abbildung B. 7: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis > 15

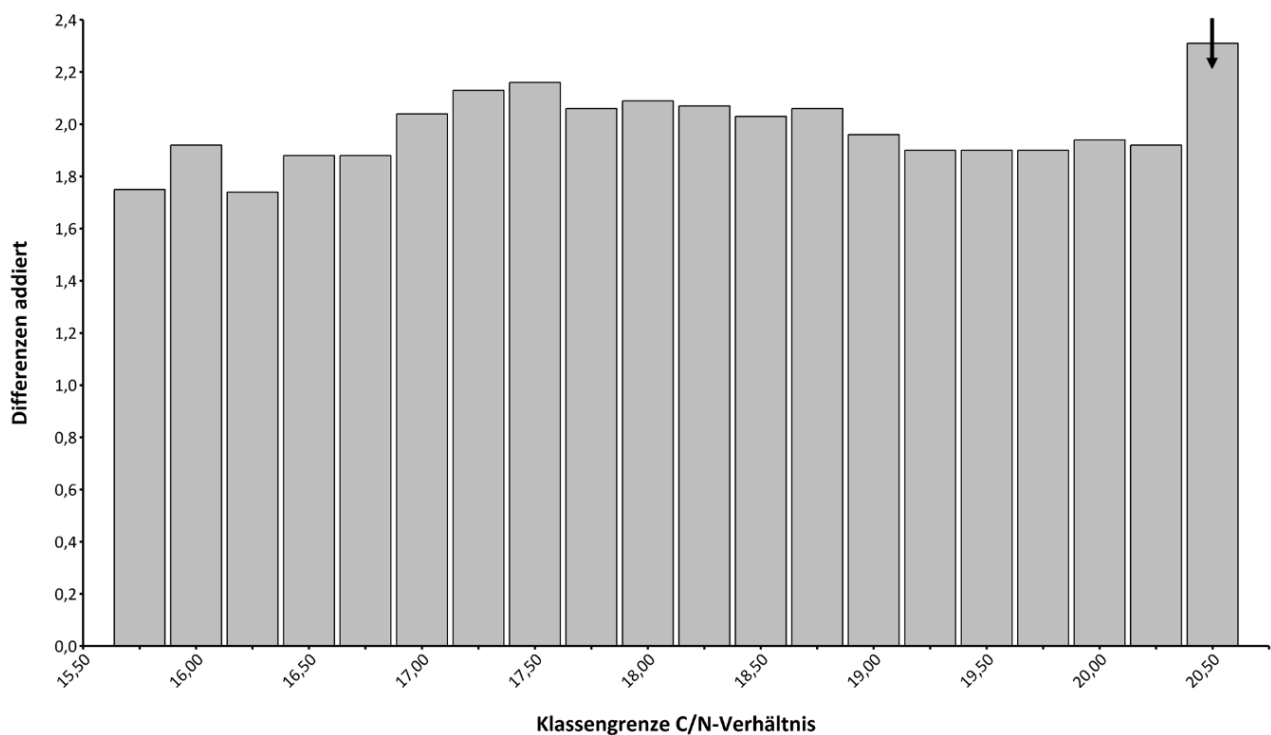


Abbildung B. 8: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des C/N-Verhältnisses für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis > 15

Anhang C: Abbildungen zur Klassenbildung ‚Jahresgesamtniederschlag‘

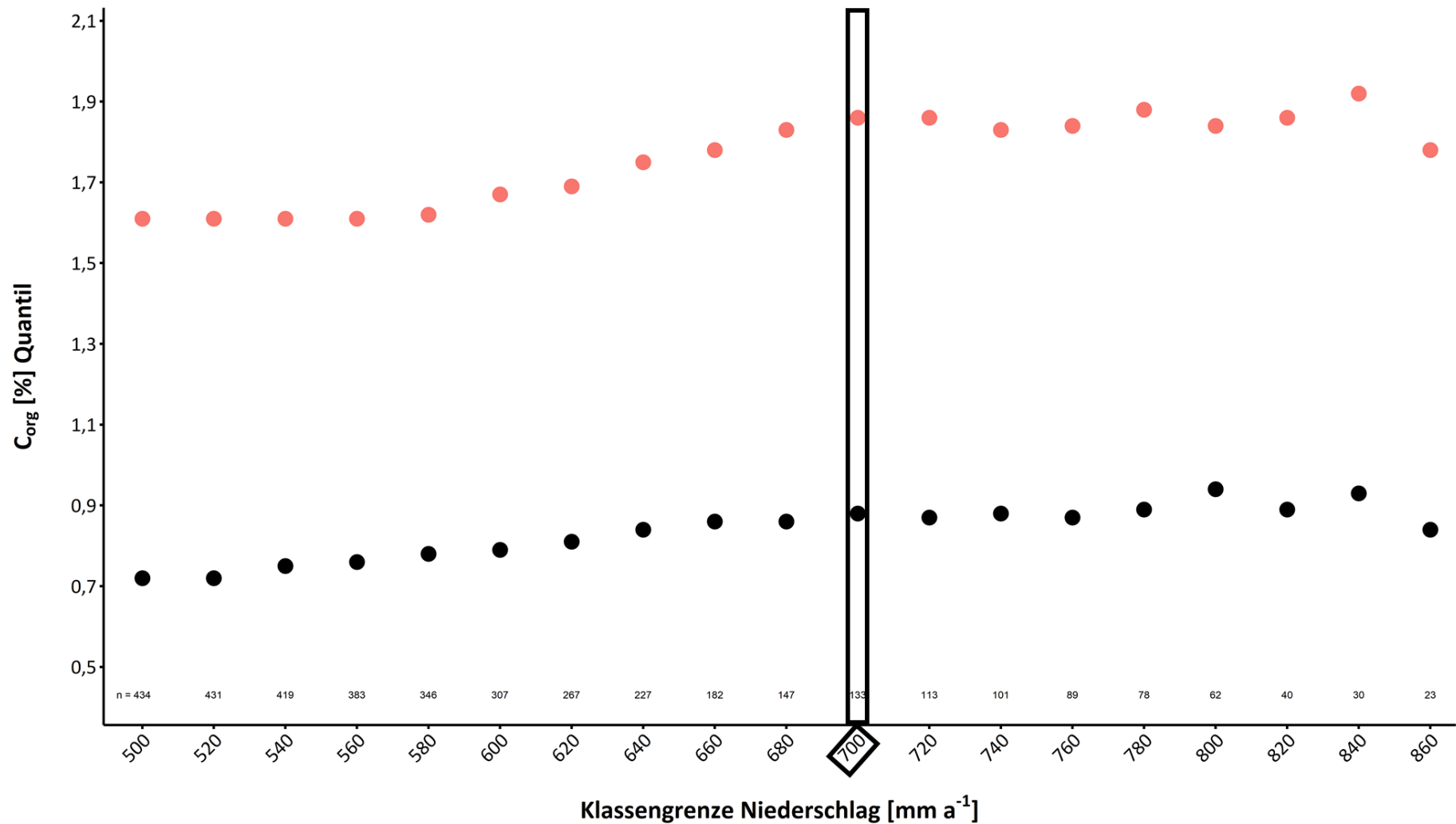


Abbildung C. 1: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org}-Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 13

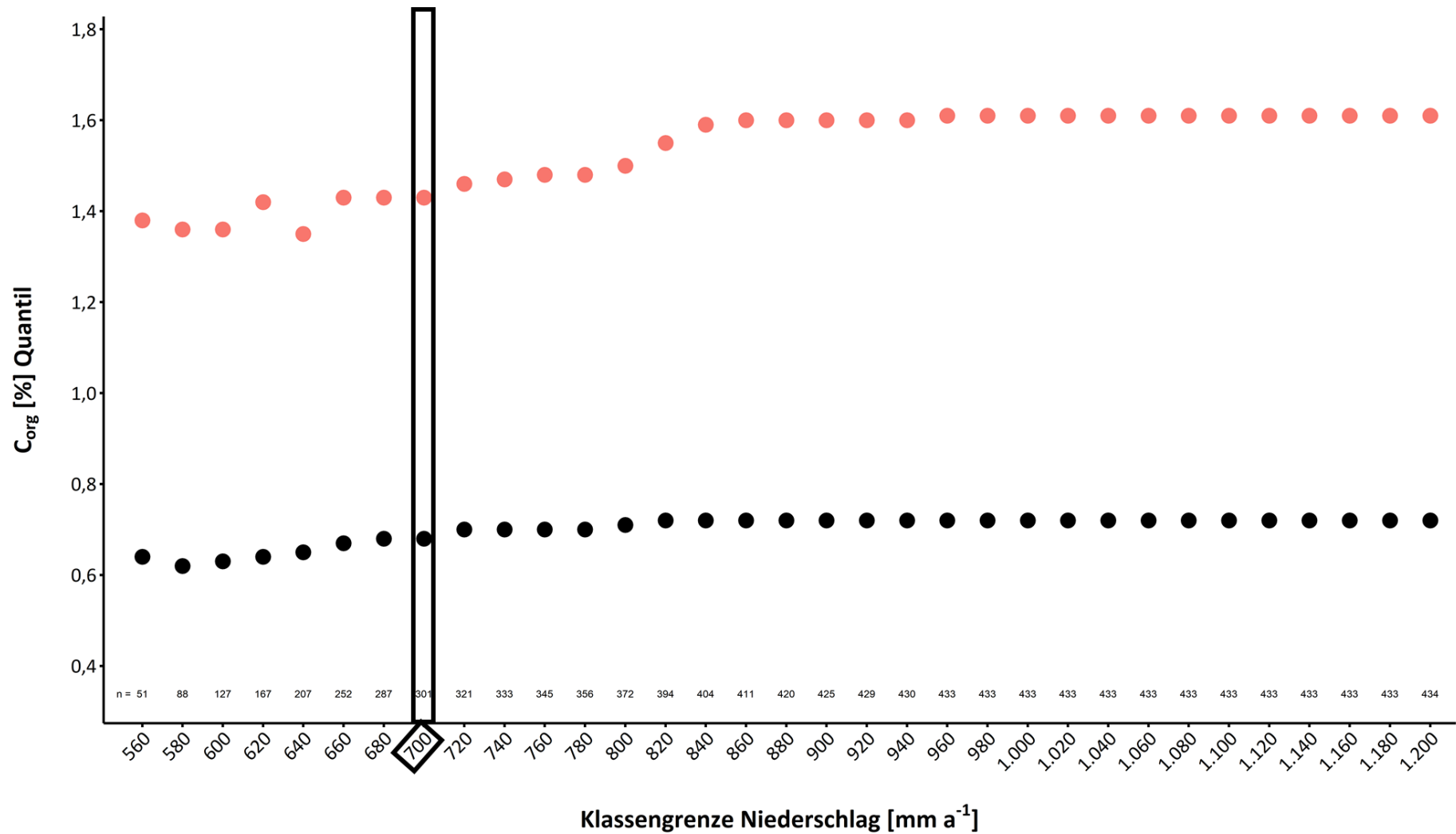


Abbildung C. 2: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 13

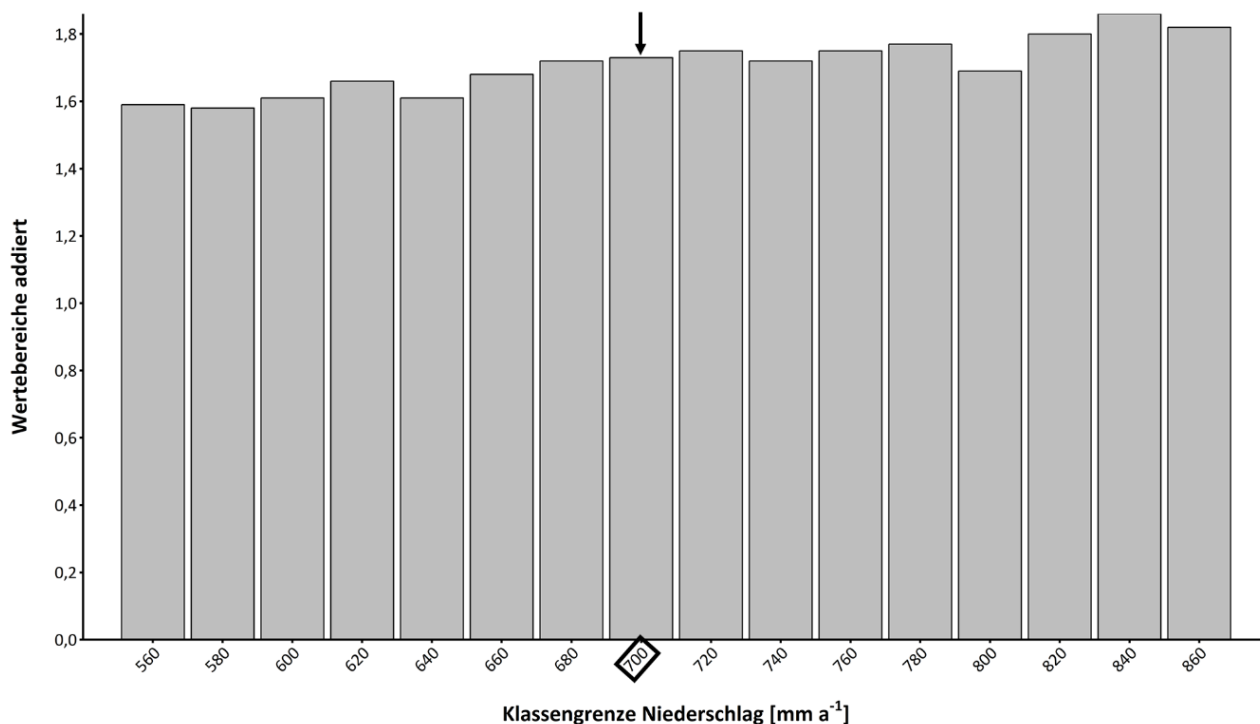


Abbildung C. 3: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 13

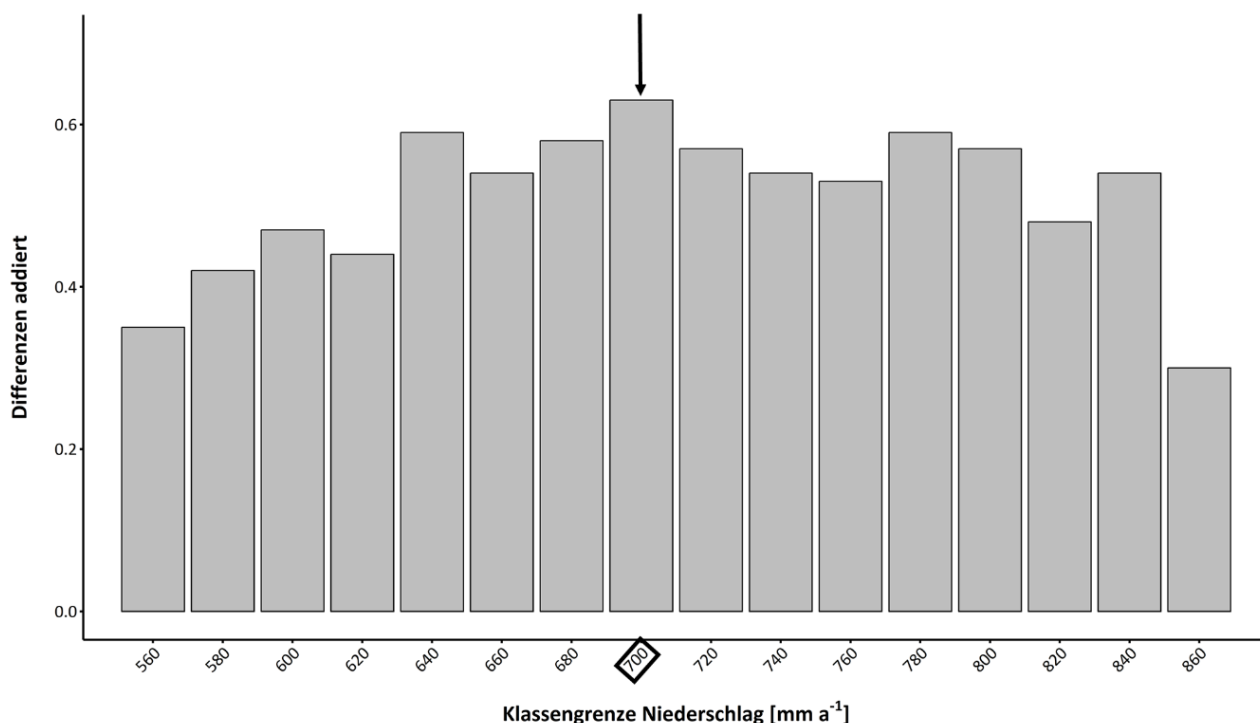


Abbildung C. 4: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 13

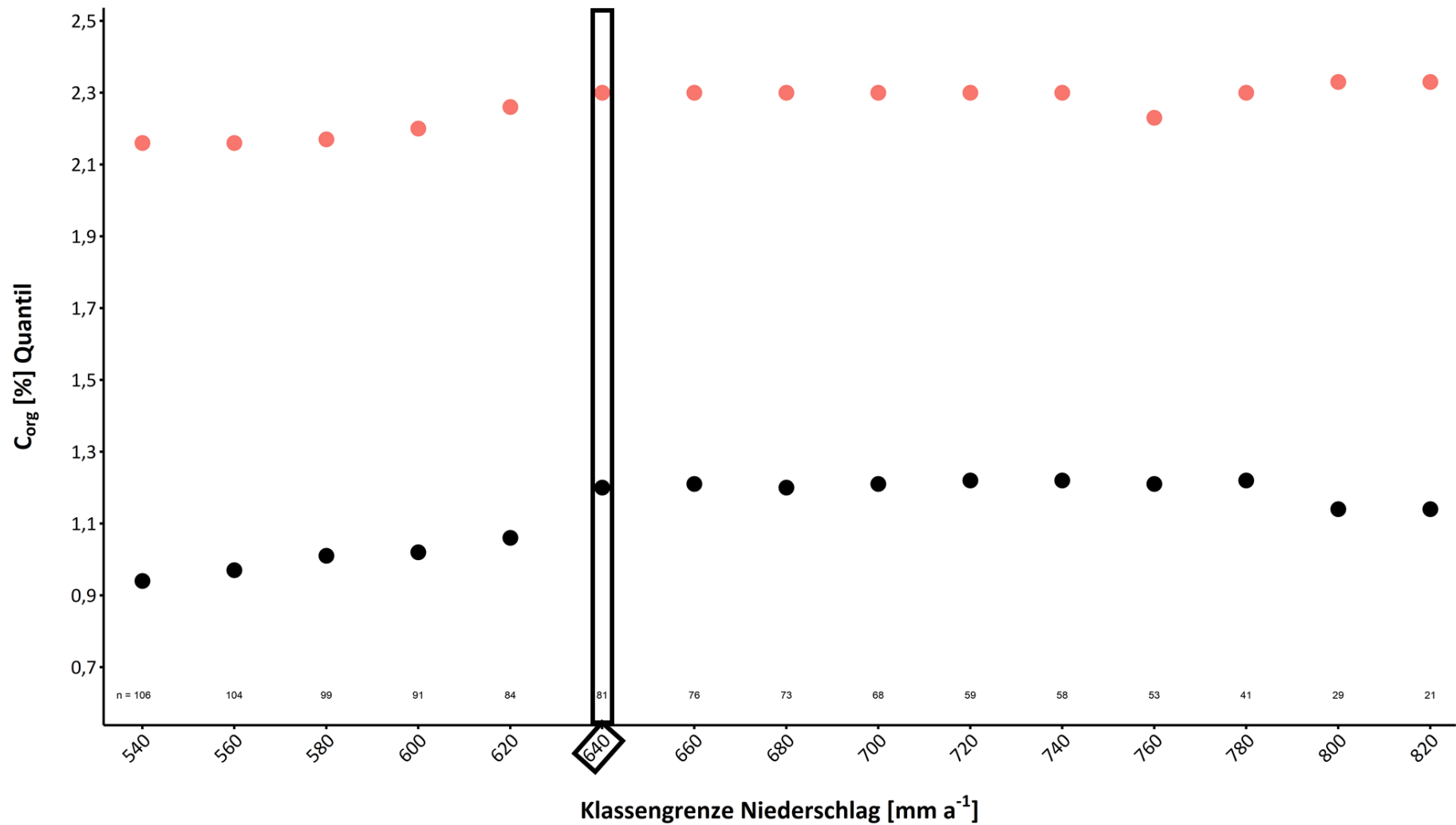


Abbildung C. 5: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org}-Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis > 13 – ≤ 15

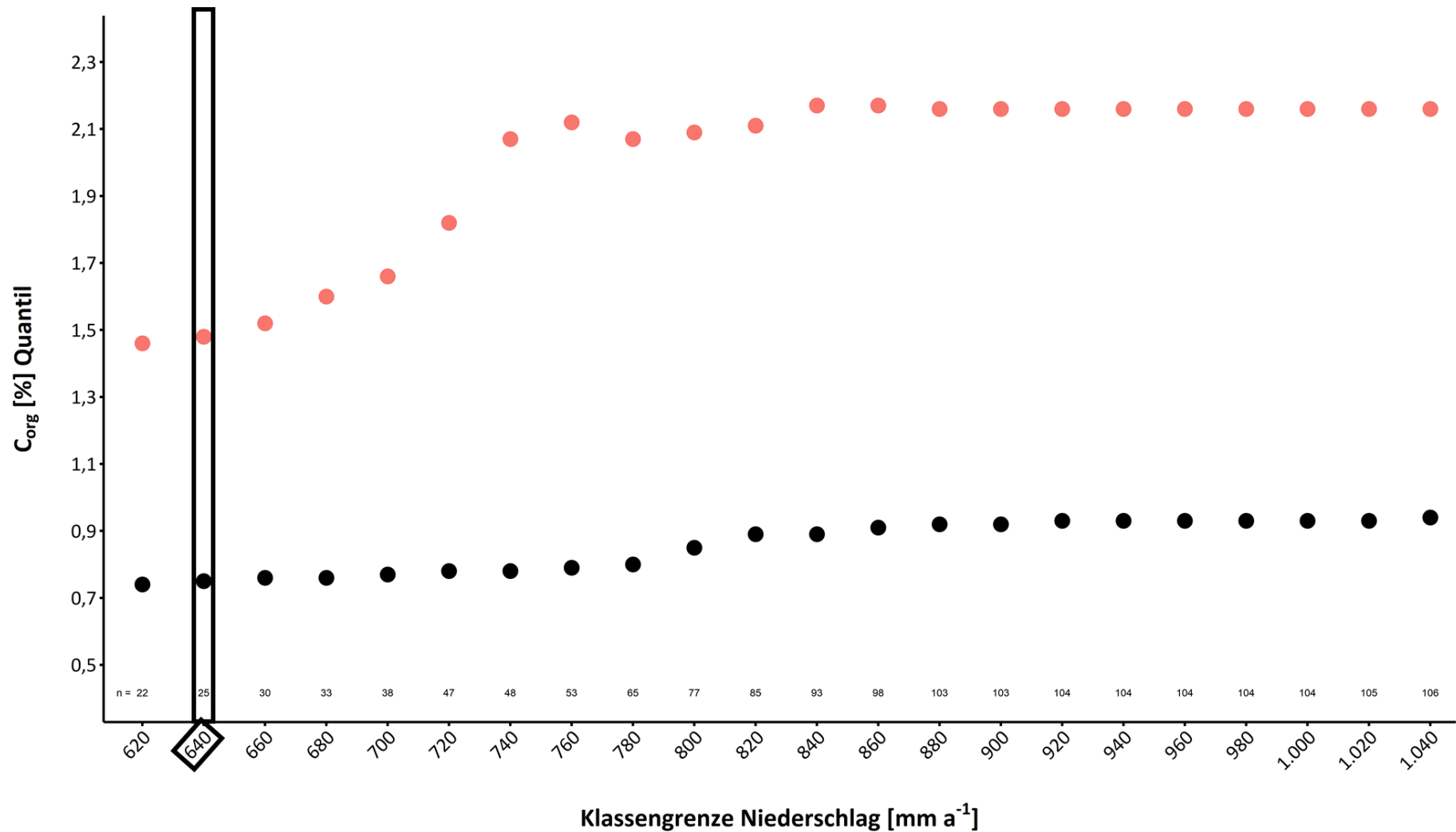


Abbildung C. 6: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis $> 13 - \leq 15$

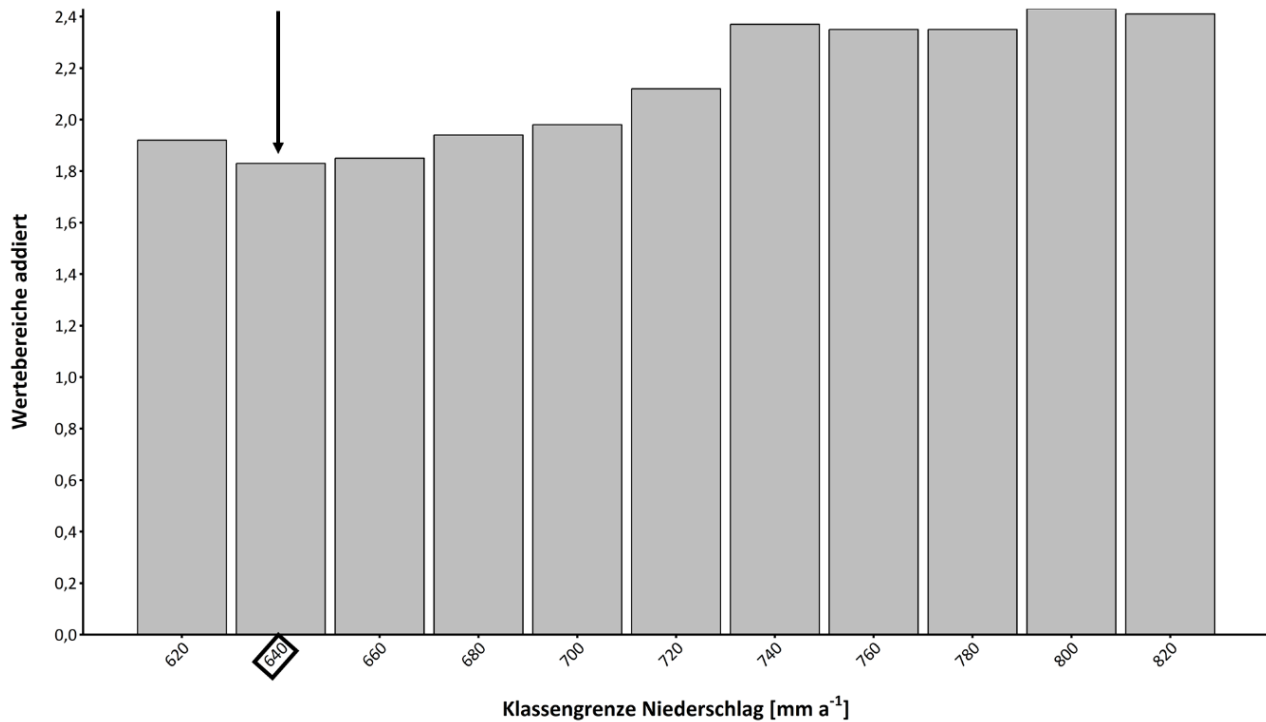


Abbildung C. 7: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis $> 13 - \leq 15$

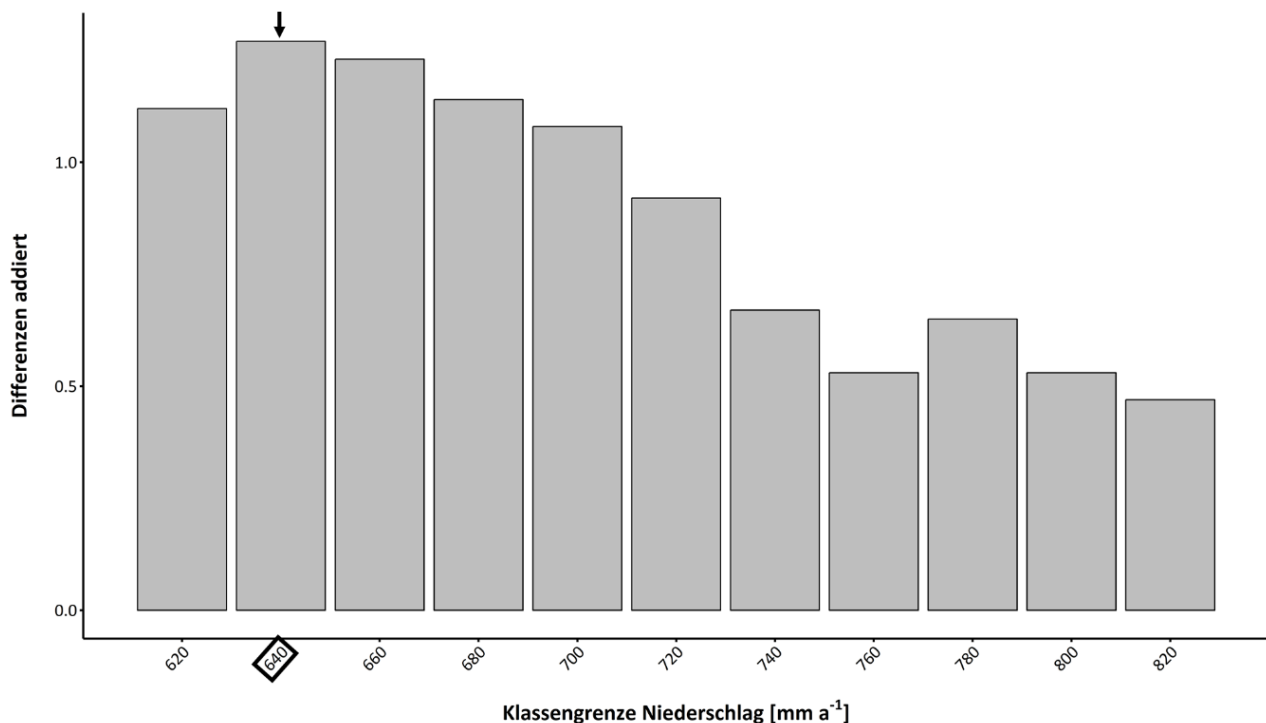


Abbildung C. 8: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis $> 13 - \leq 15$

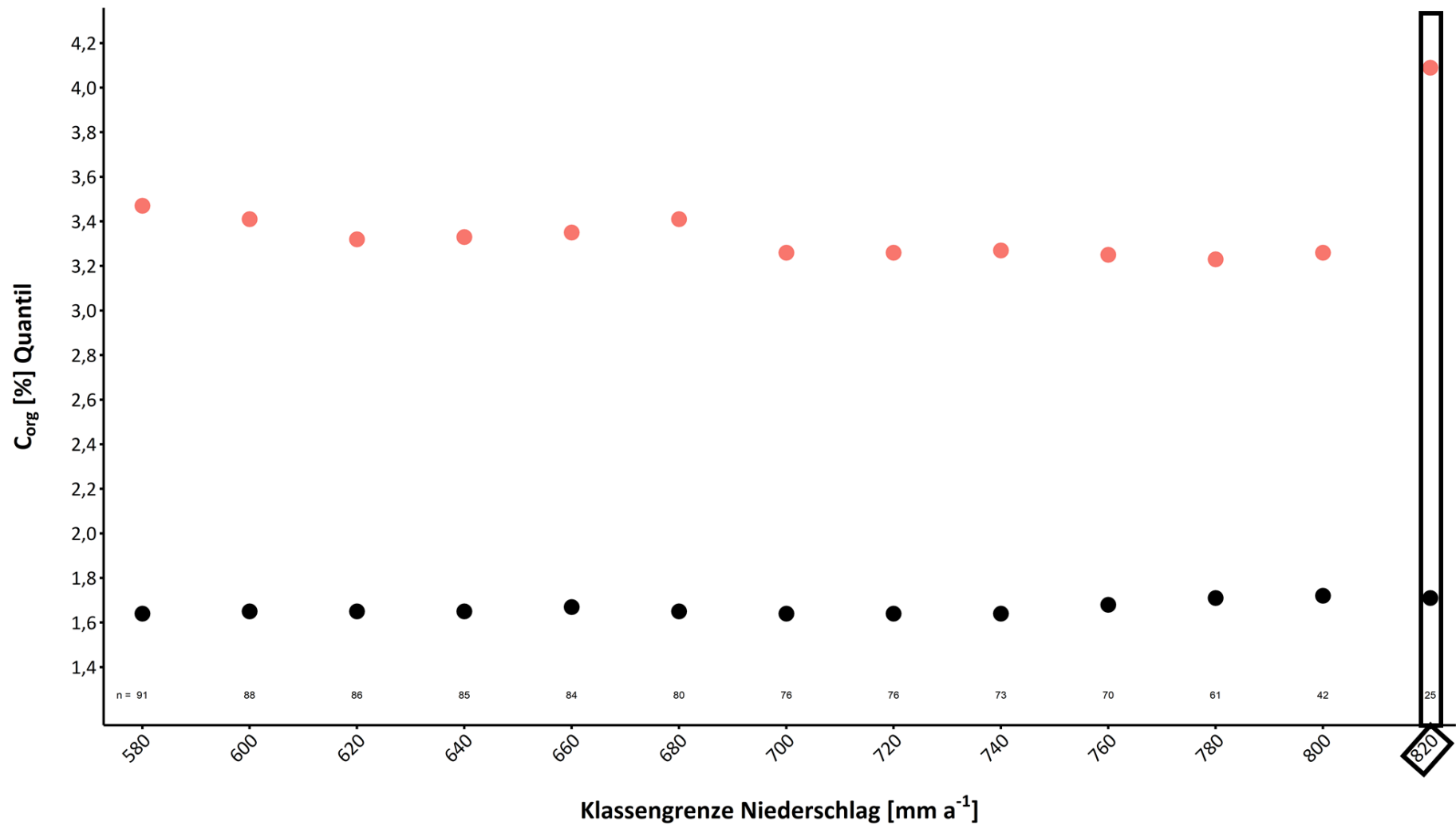


Abbildung C. 9: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis $> 15 - \leq 20$

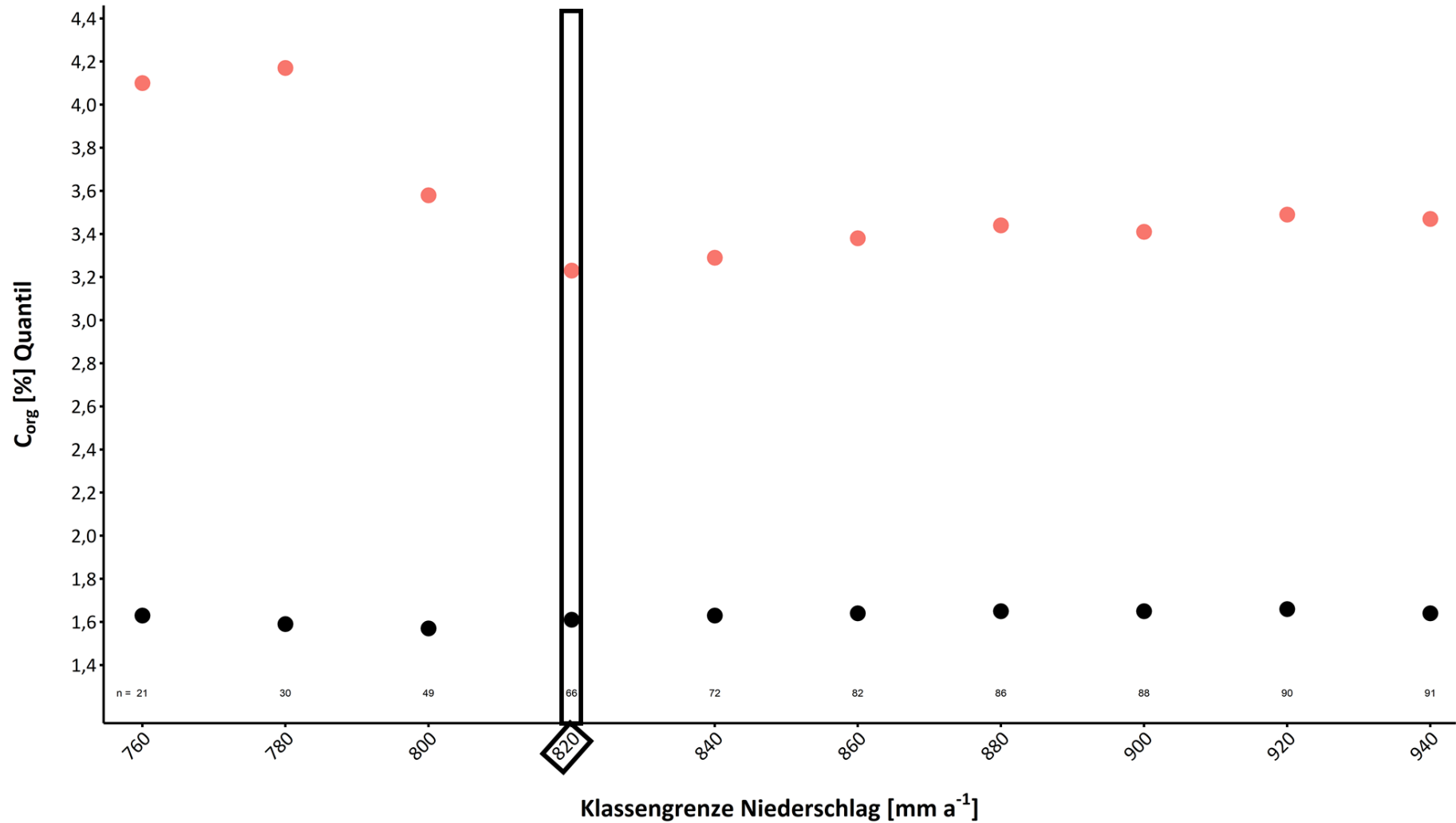


Abbildung C. 10: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org}-Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis > 15 – ≤ 20

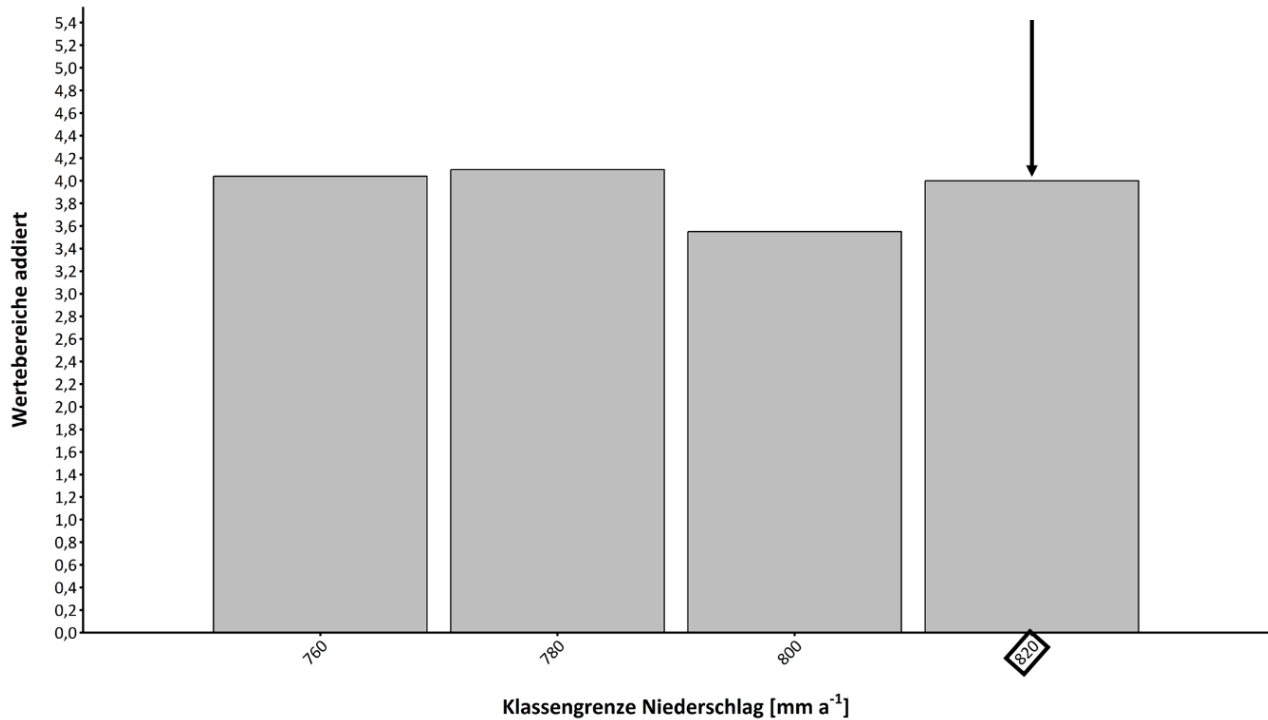


Abbildung C. 11: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis $> 15 - \leq 20$

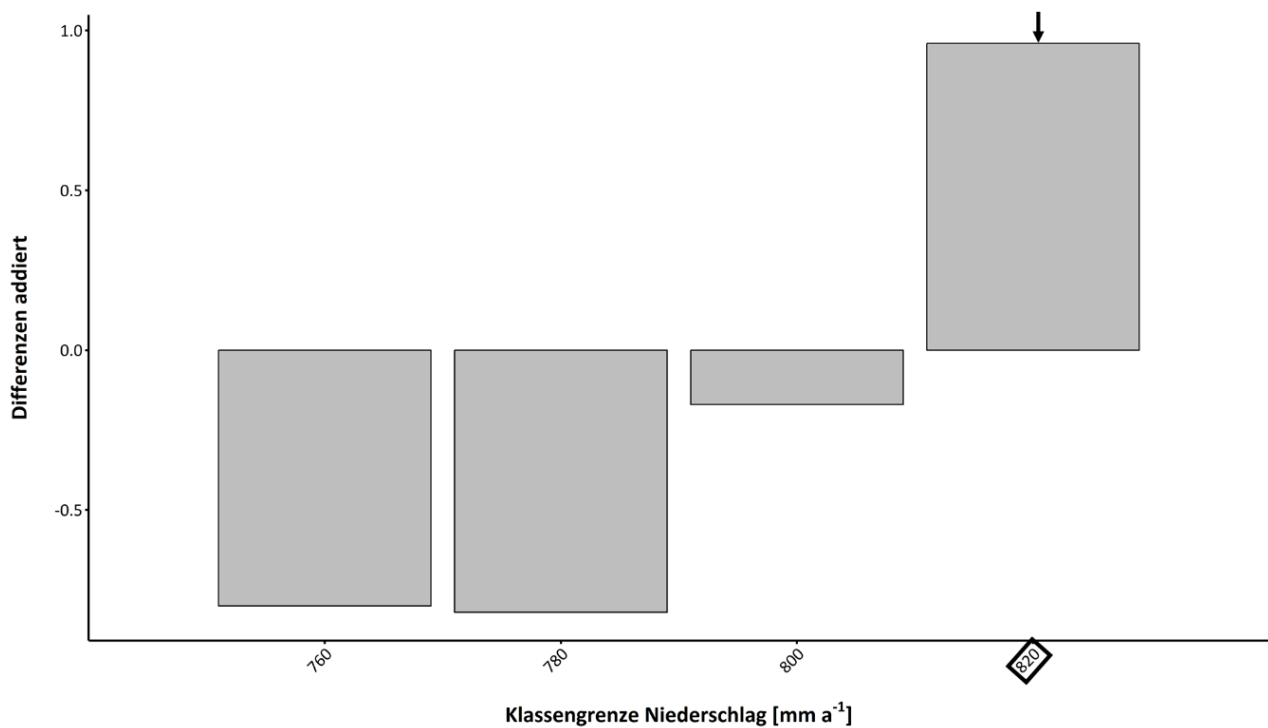


Abbildung C. 12: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis $> 15 - \leq 20$

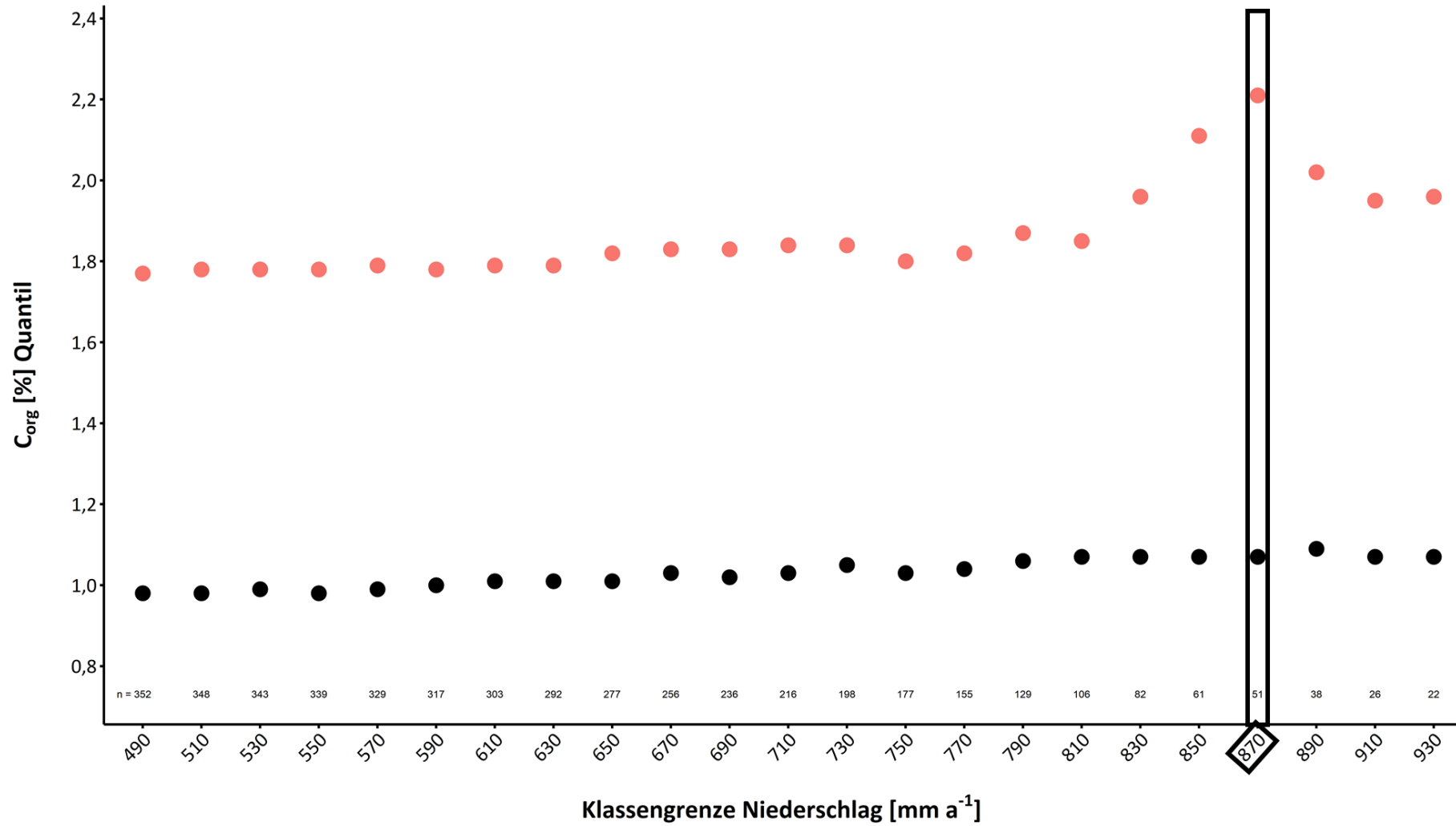


Abbildung C. 13: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚mittel I‘

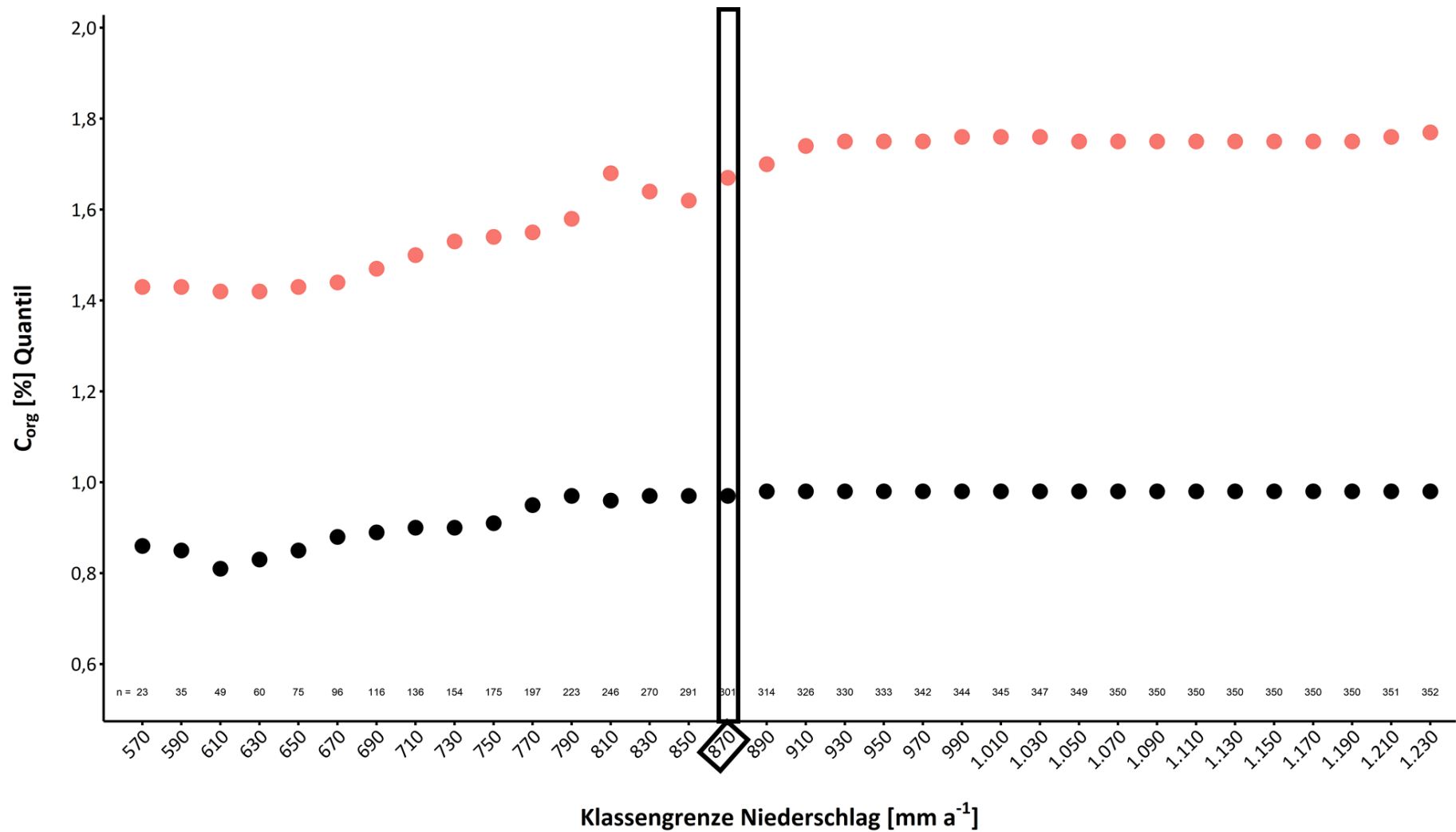


Abbildung C. 14: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚mittel I‘

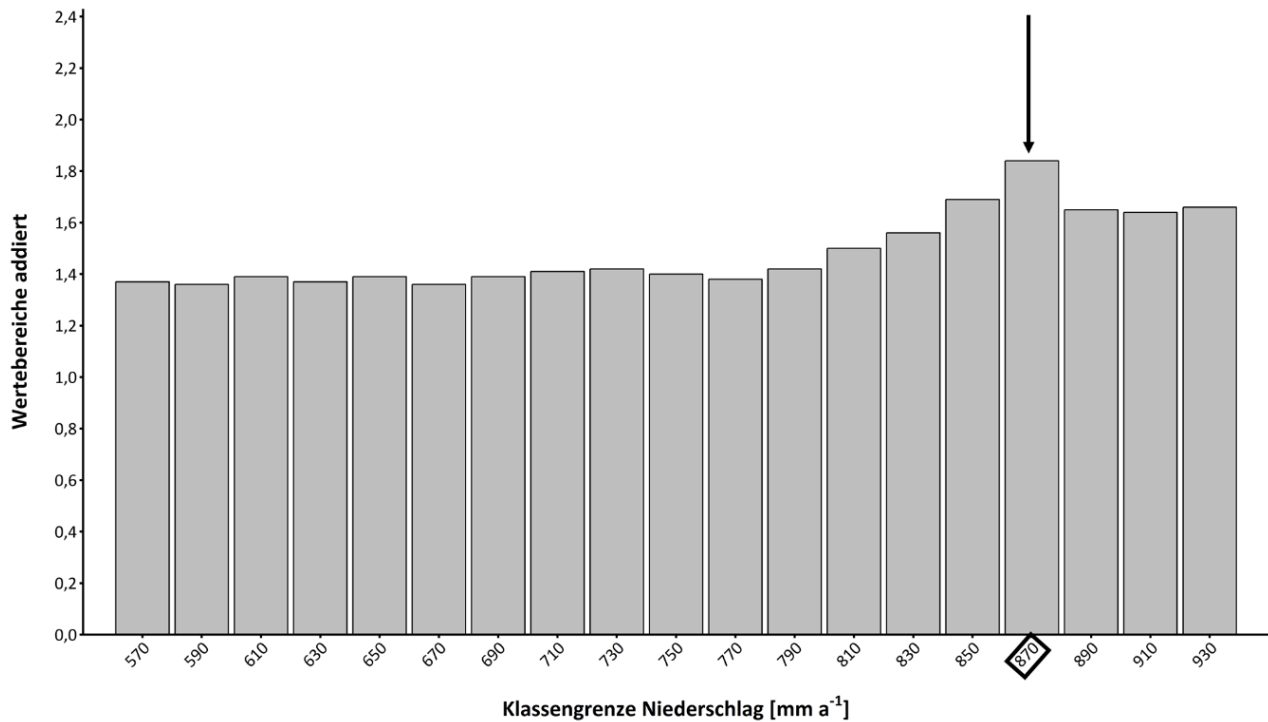


Abbildung C. 15: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚mittel I‘

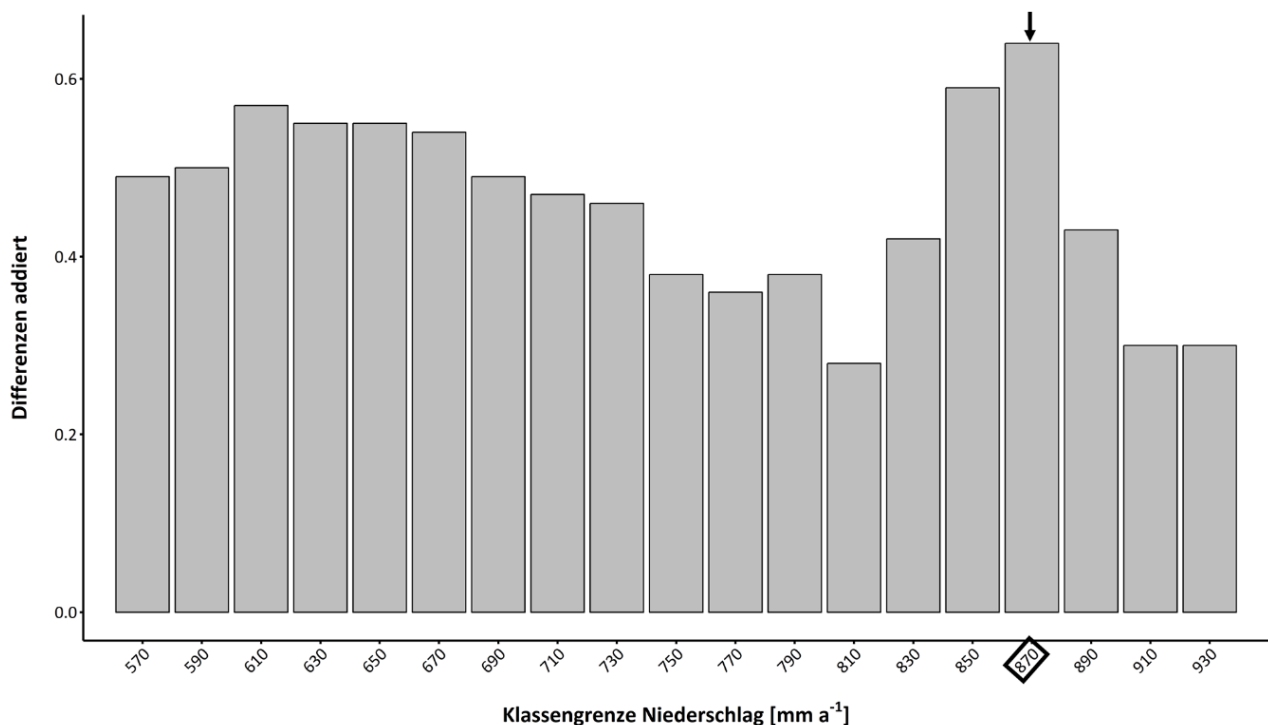


Abbildung C. 16: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚mittel I‘

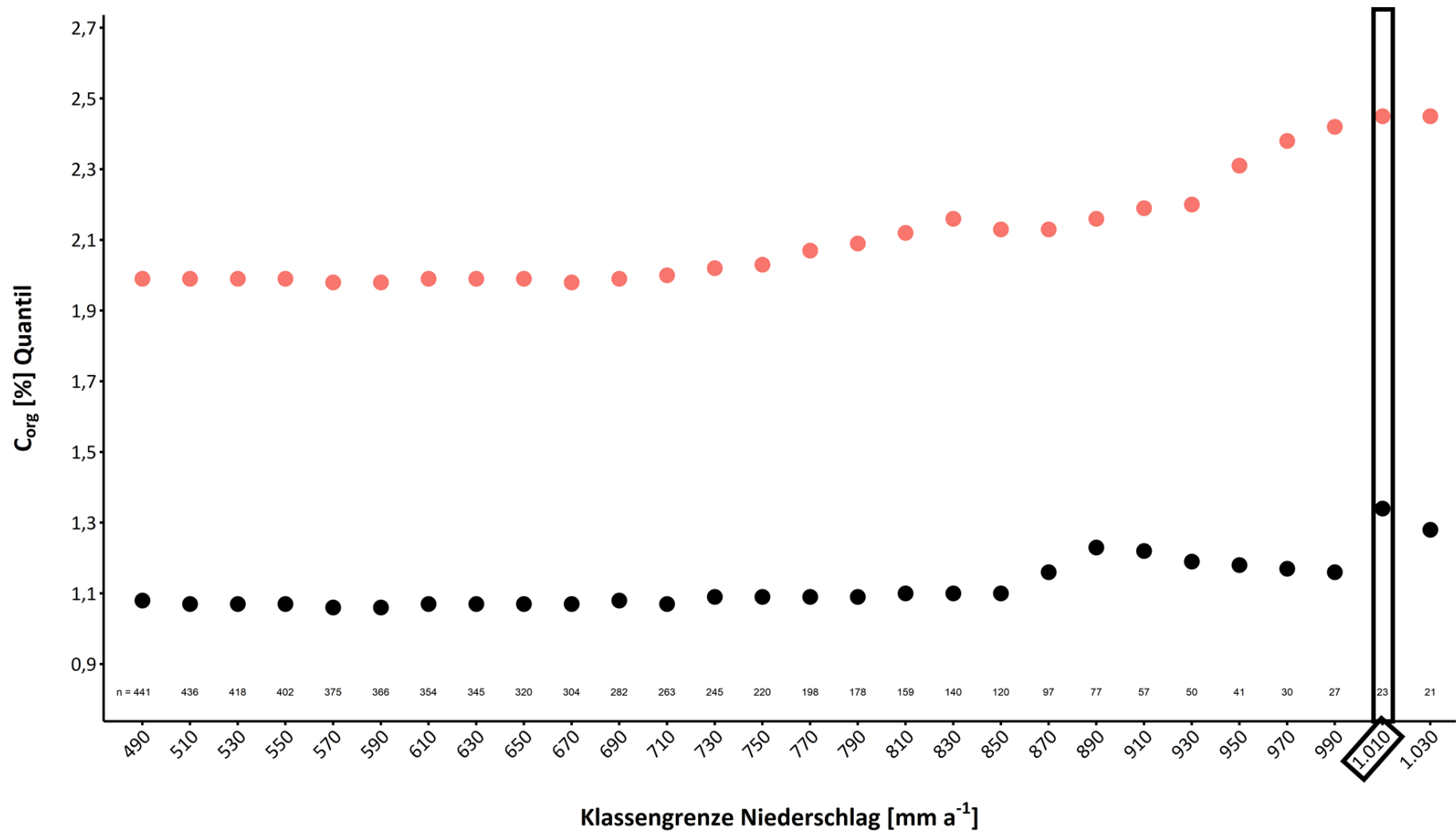


Abbildung C. 17: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚mittel II‘

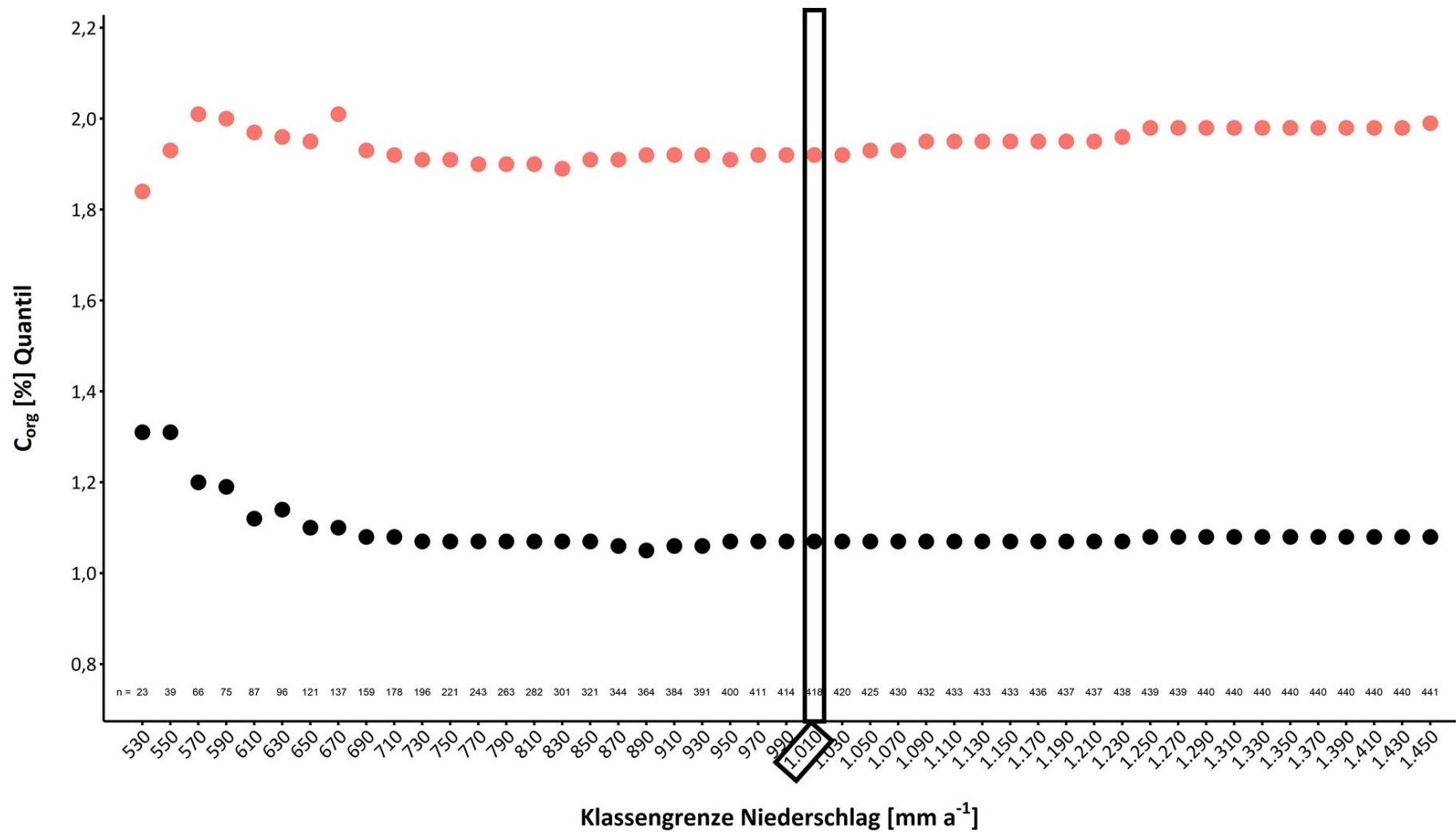


Abbildung C. 18: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚mittel II‘

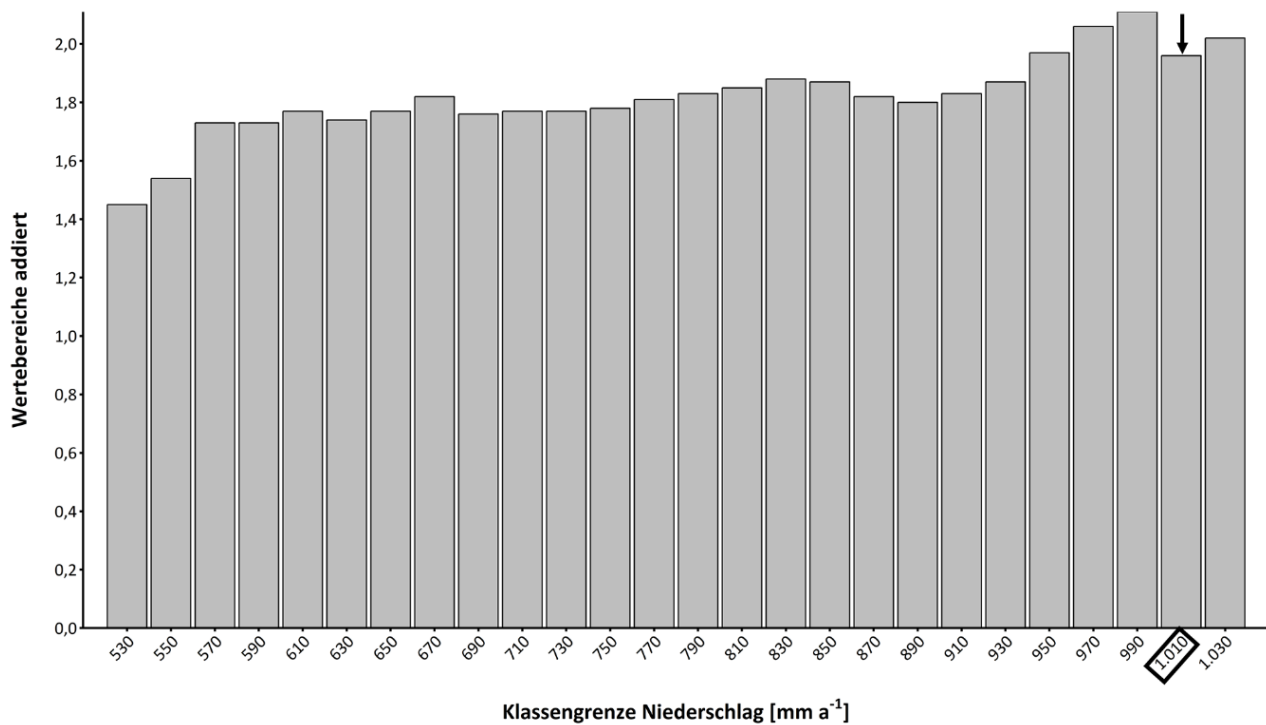


Abbildung C. 19: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚mittel II‘

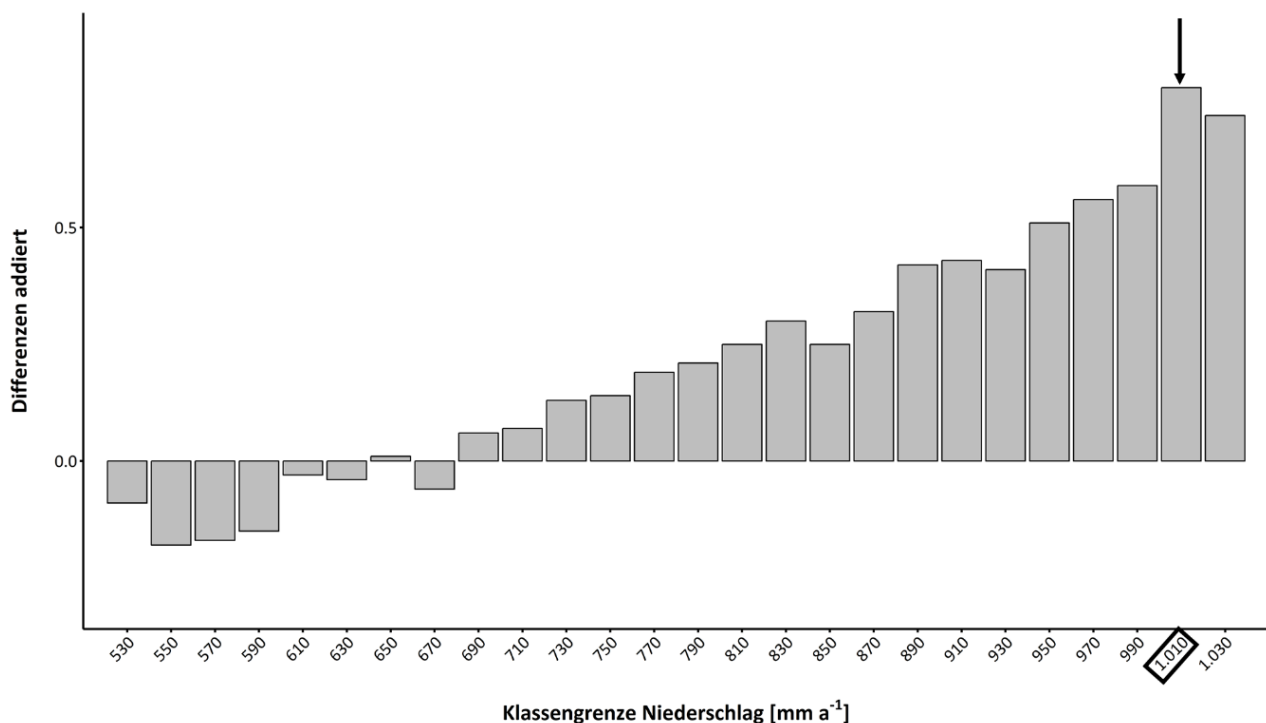


Abbildung C. 20: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚mittel II‘

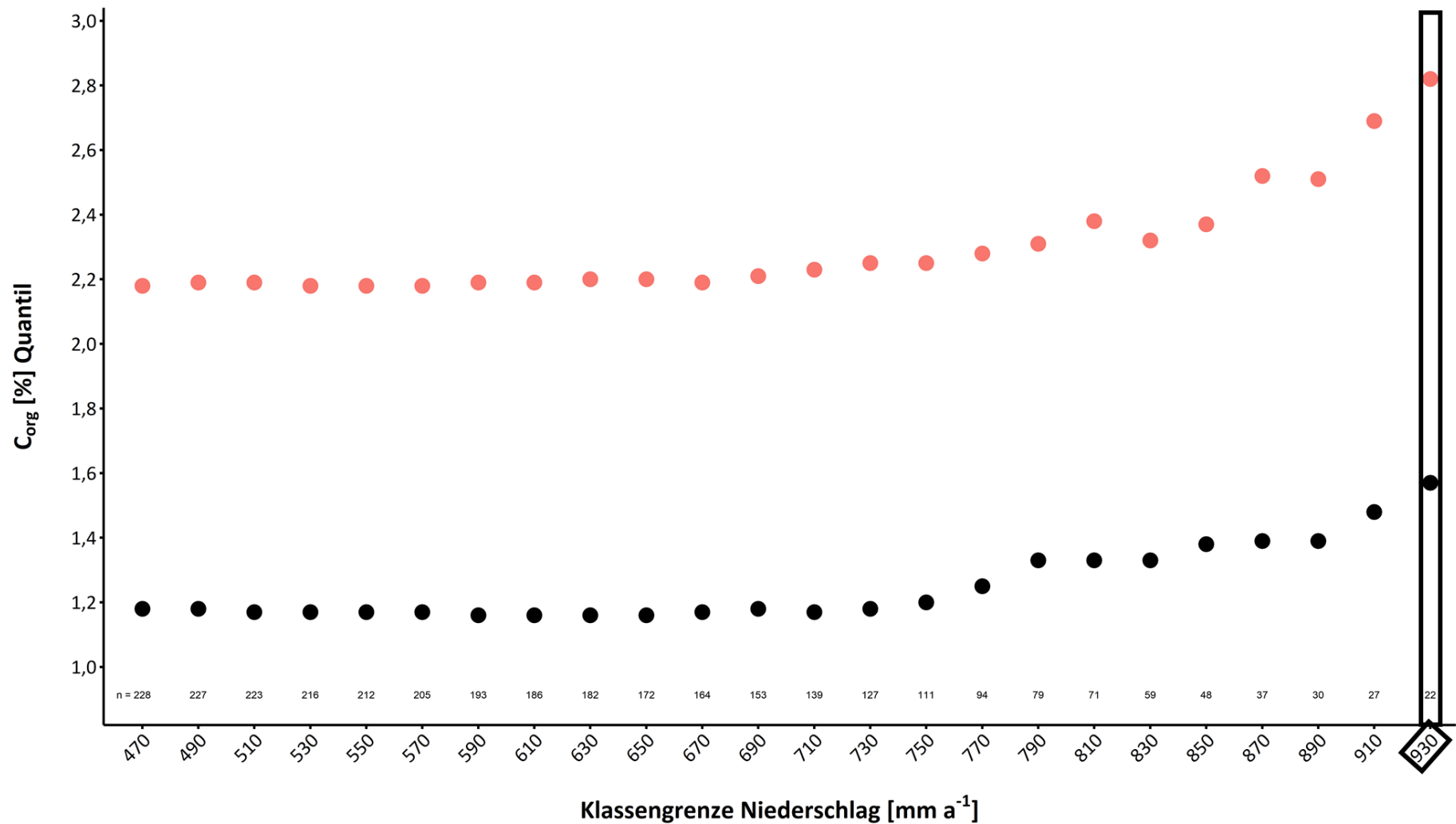


Abbildung C. 21: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org}-Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚schwer I‘

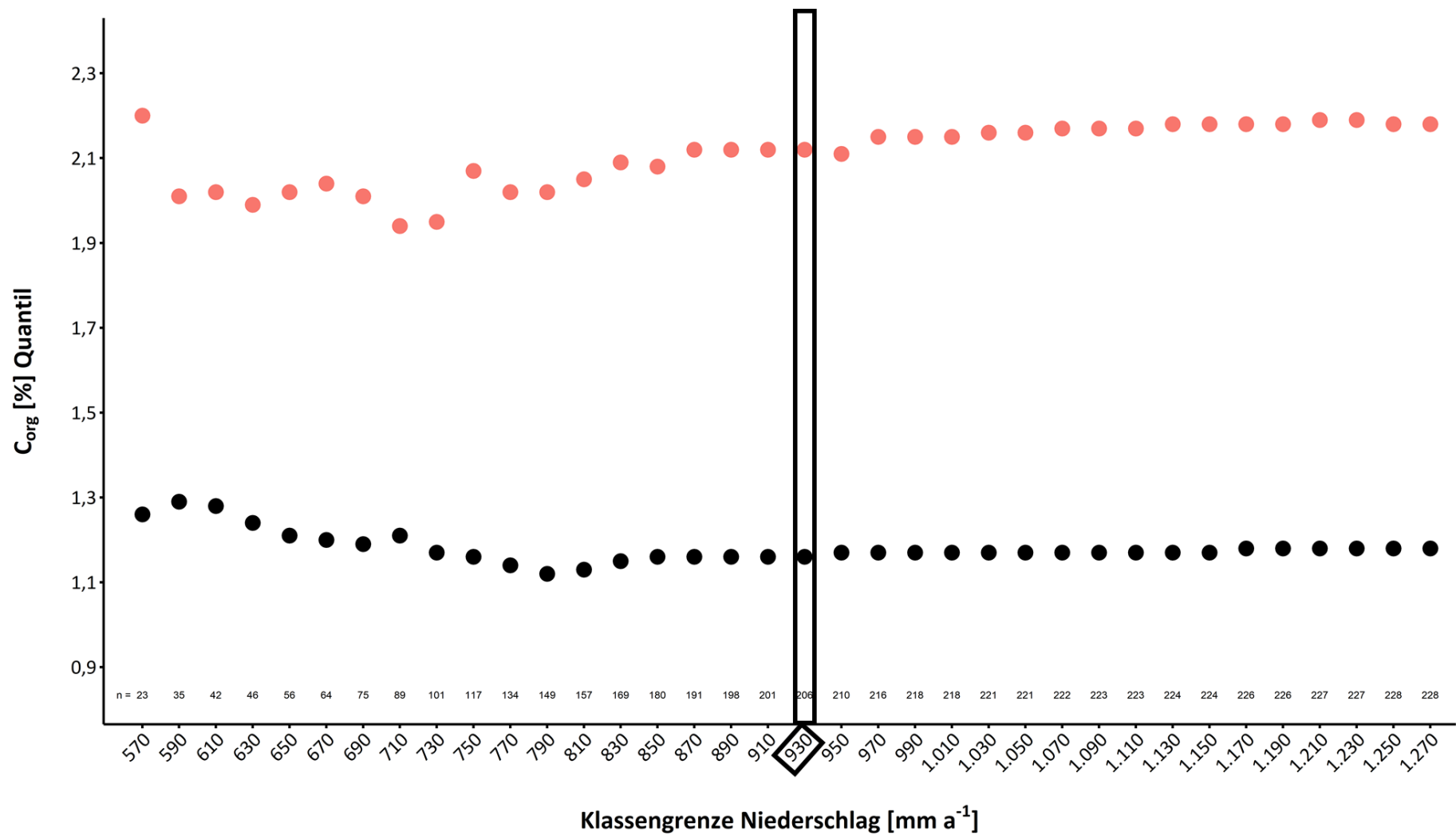


Abbildung C. 22: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚schwer I‘

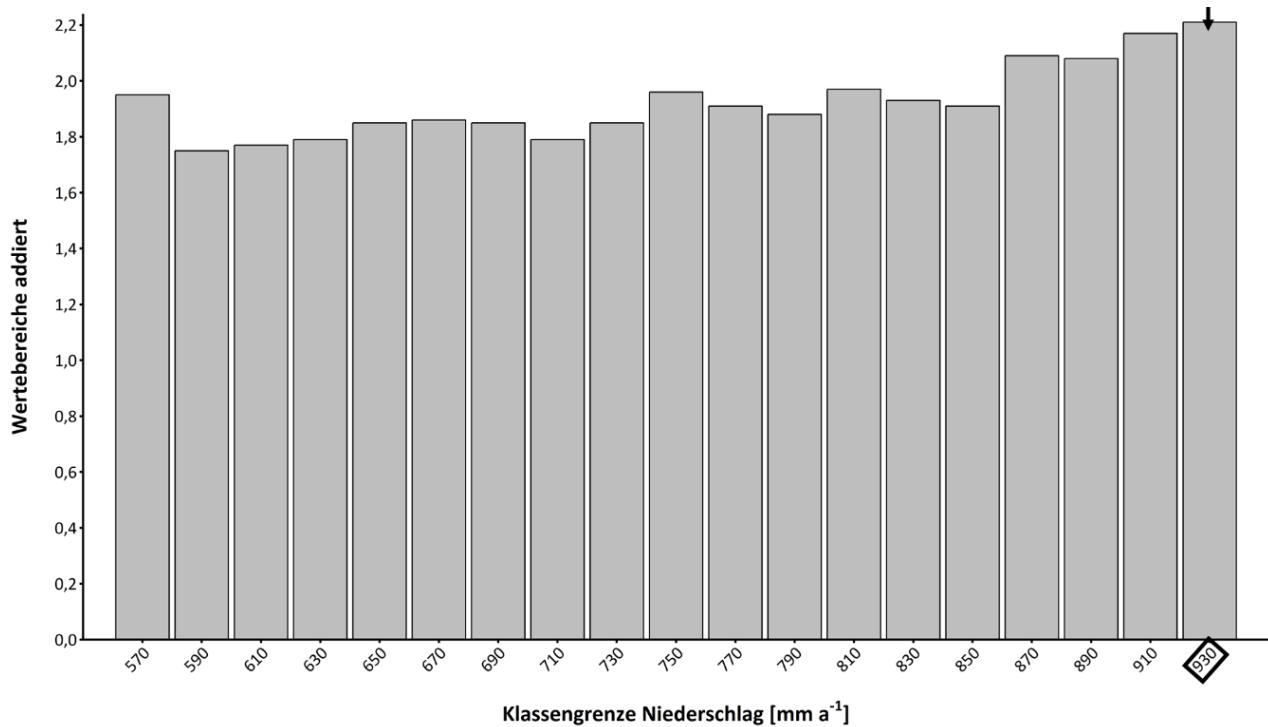


Abbildung C. 23: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚schwer I‘

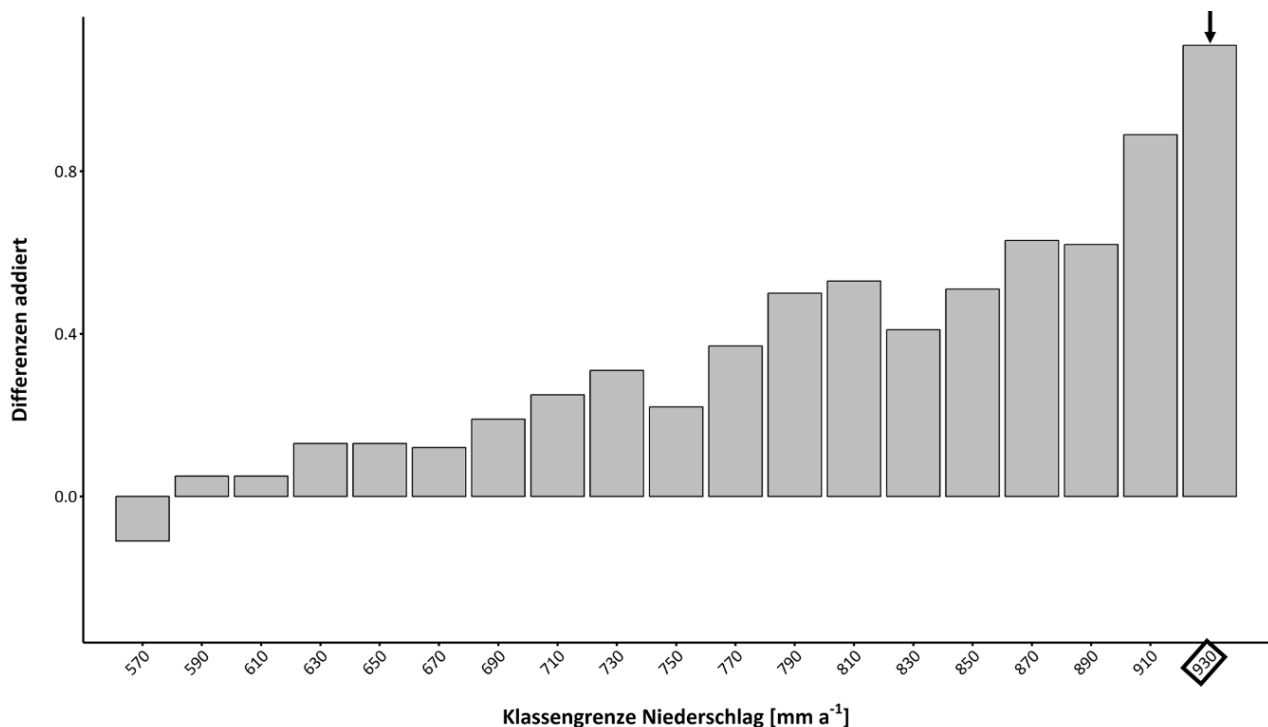


Abbildung C. 24: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚schwer I‘

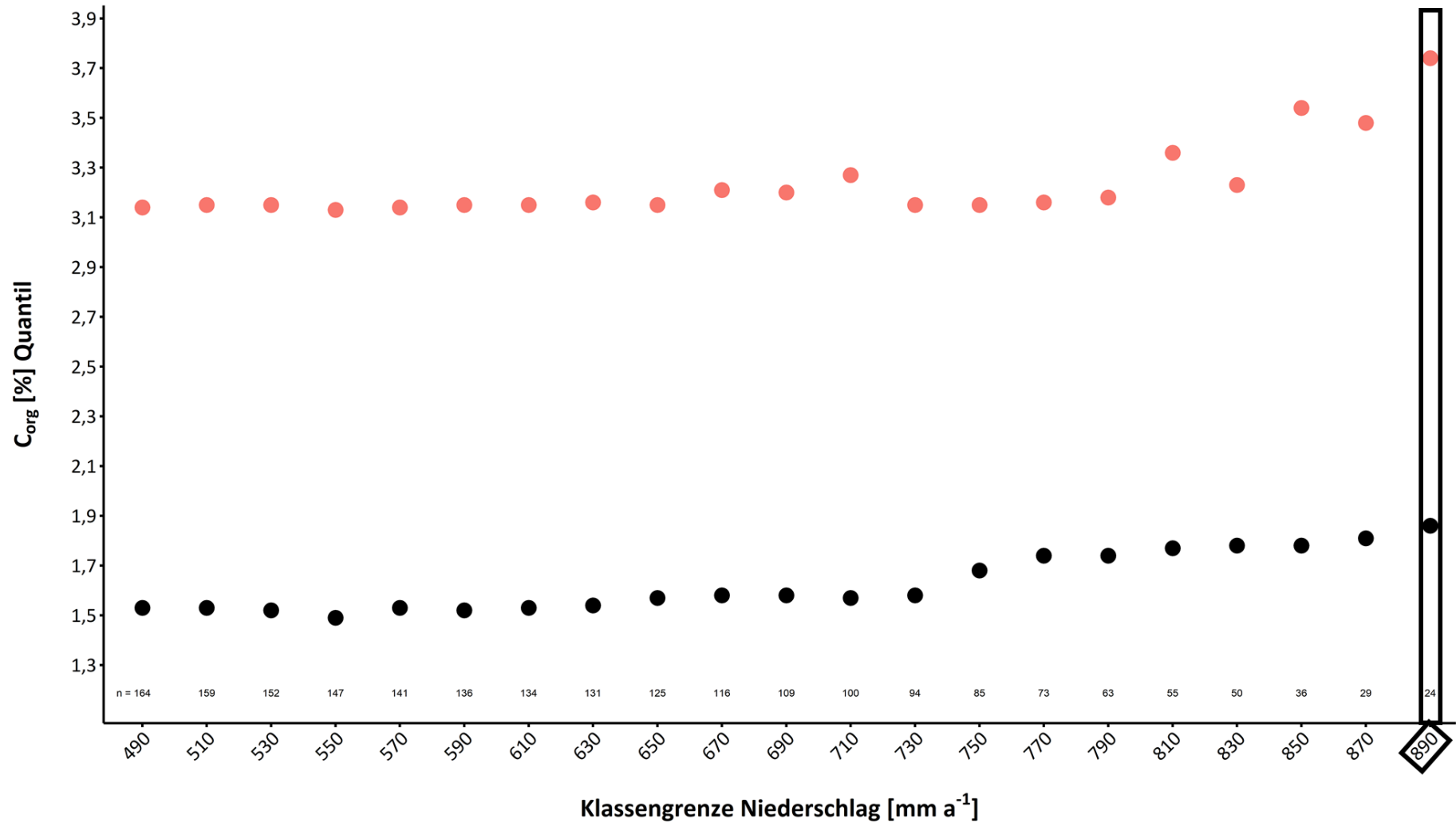


Abbildung C. 25: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚schwer II‘

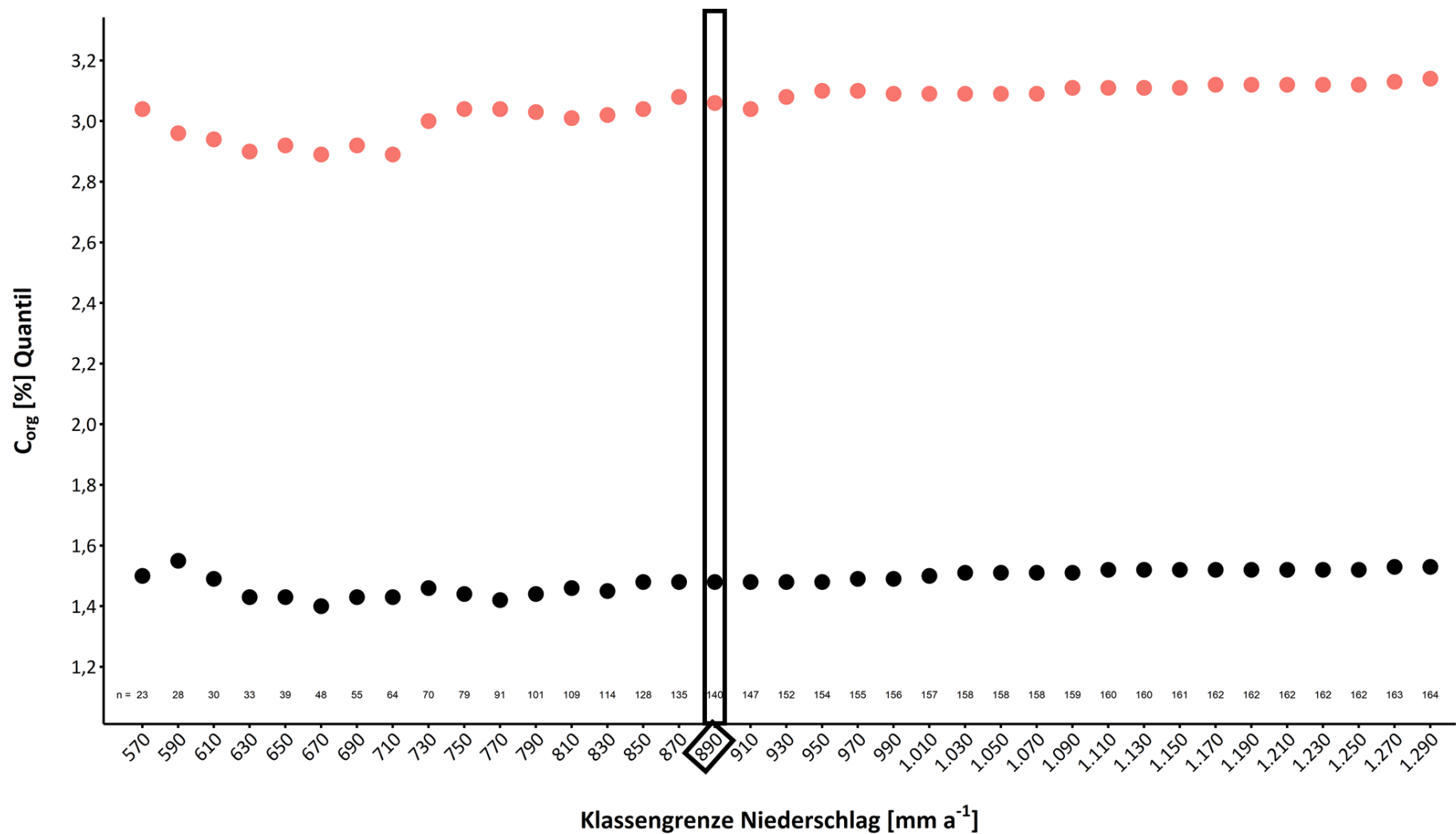


Abbildung C. 26: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚schwer II‘

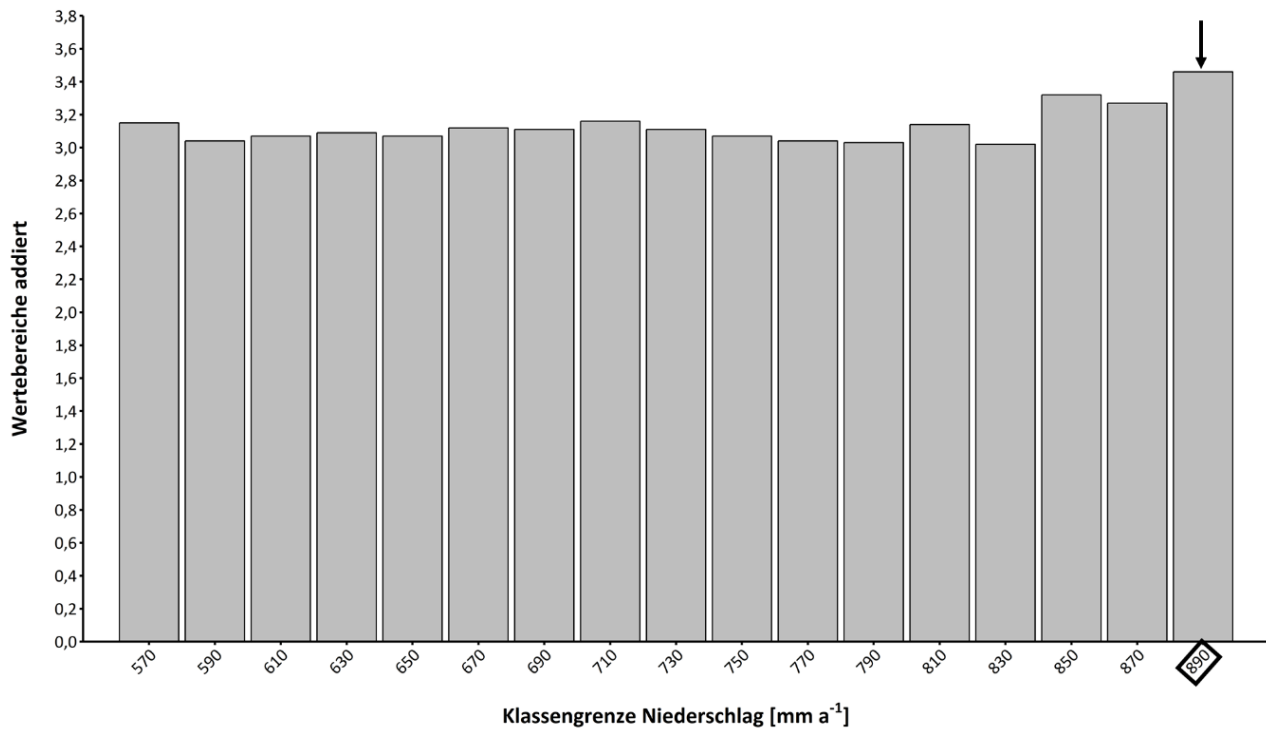


Abbildung C. 27: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚schwer II‘

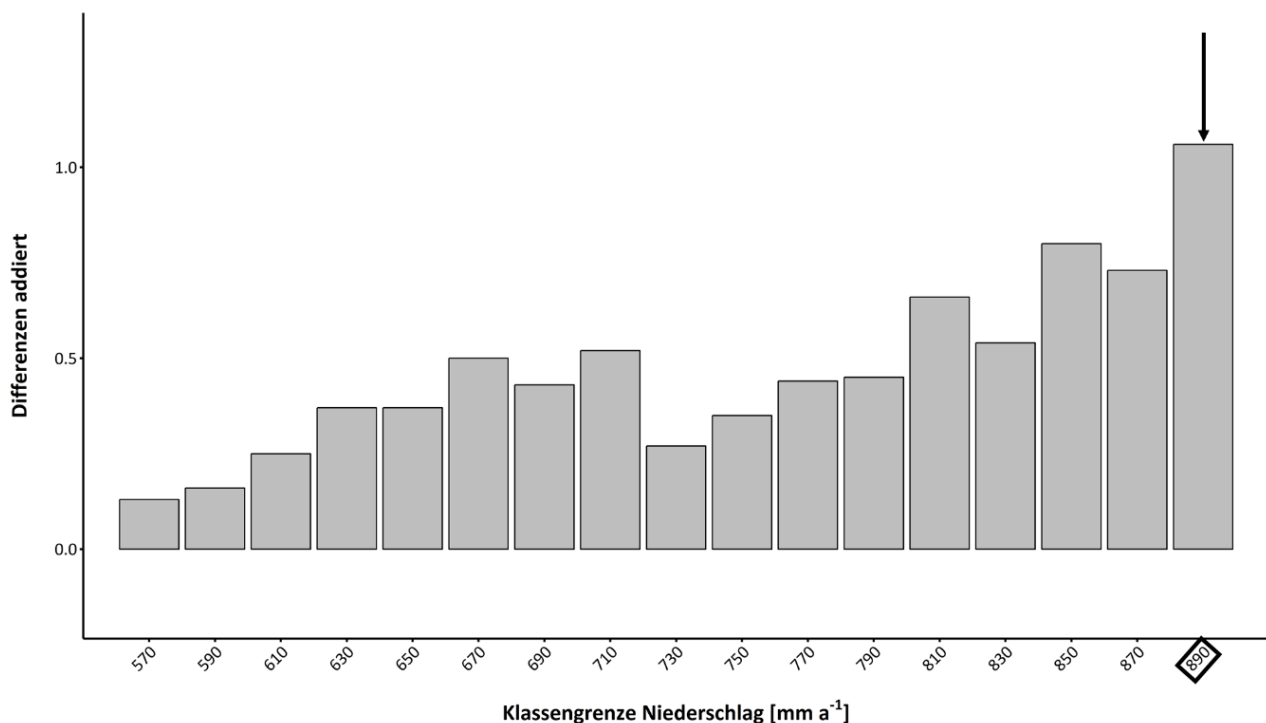


Abbildung C. 28: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Acker‘ und der Texturklasse ‚schwer II‘

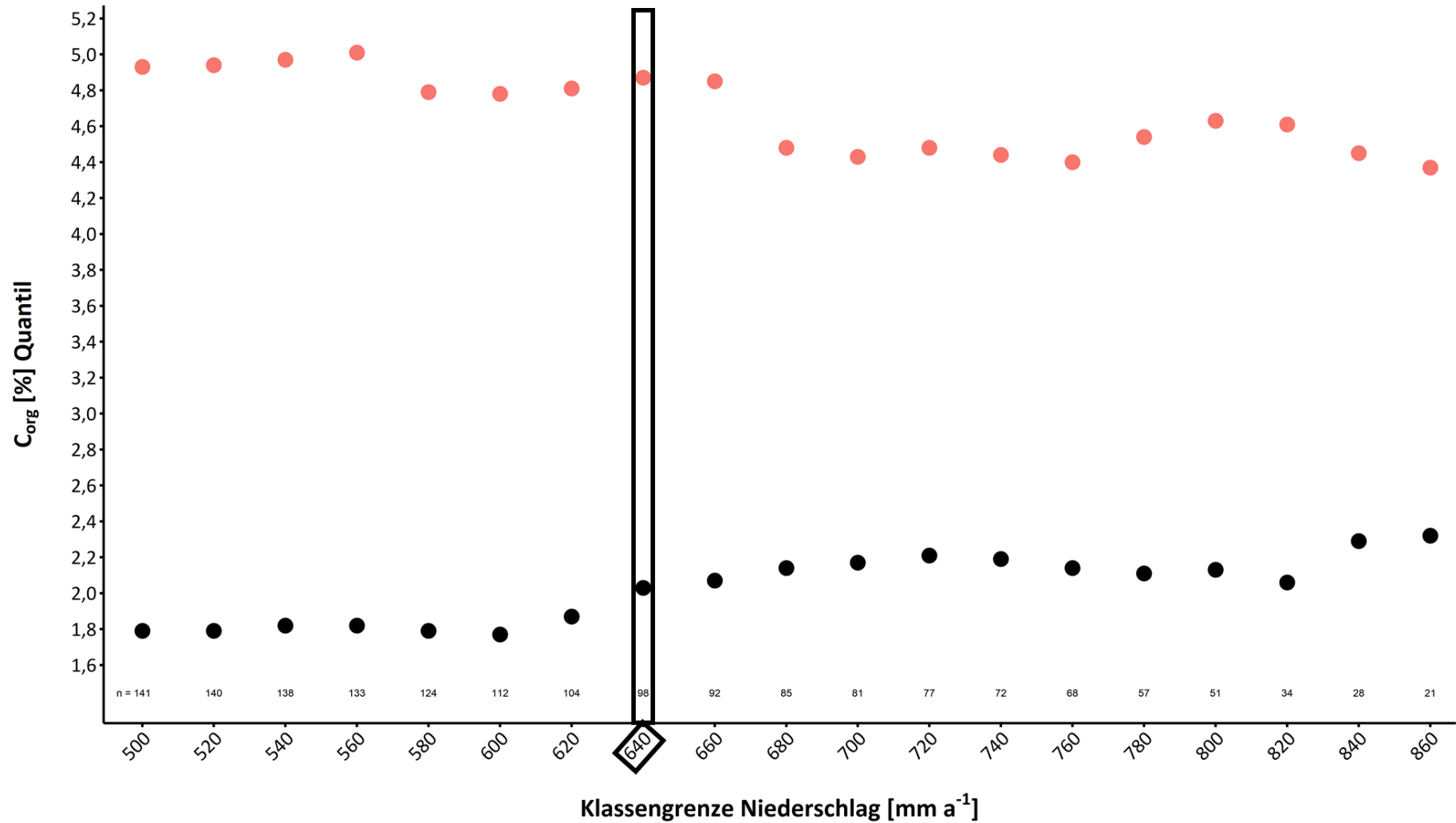


Abbildung C. 29: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org}-Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 15

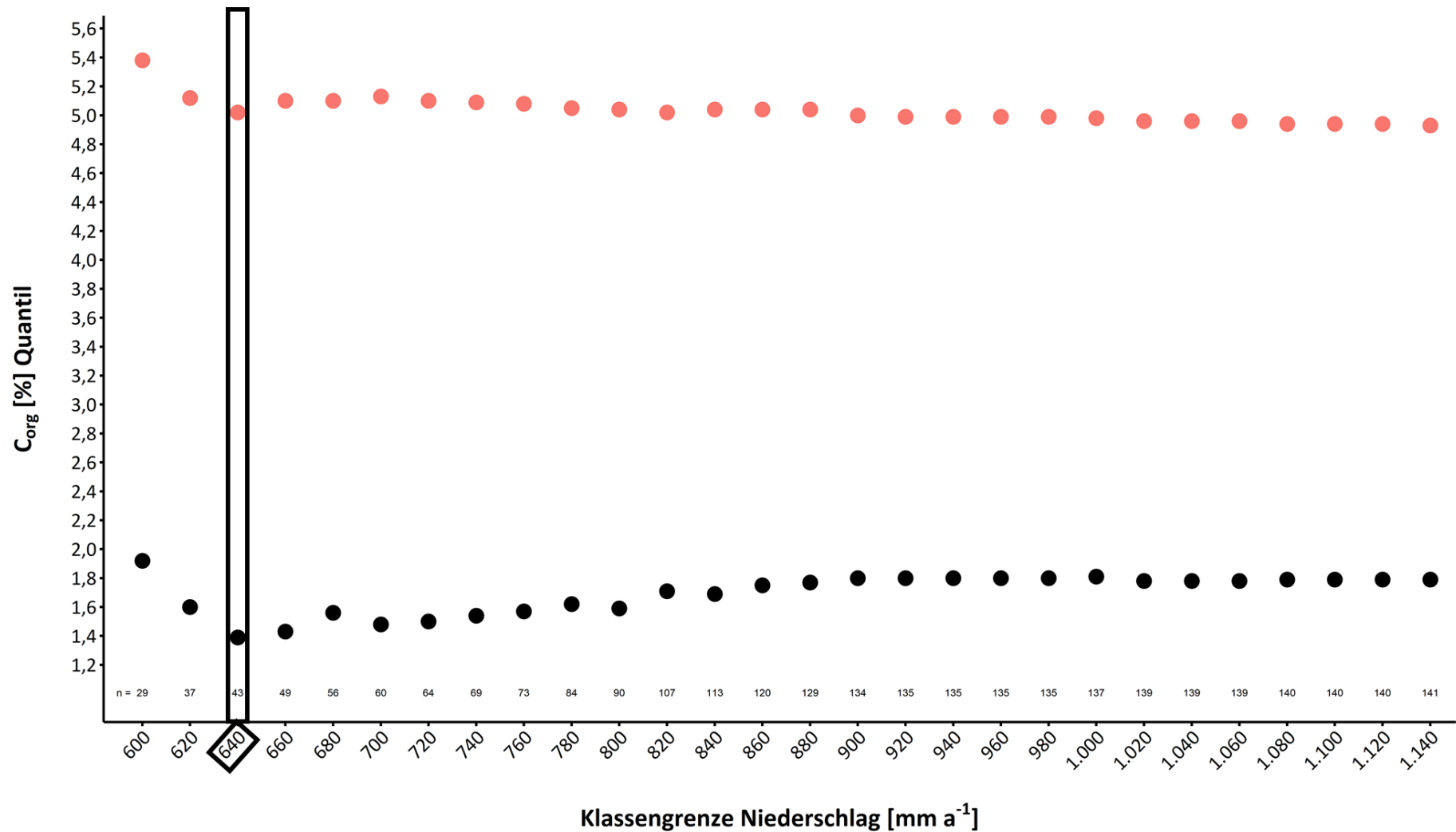


Abbildung C. 30: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 15

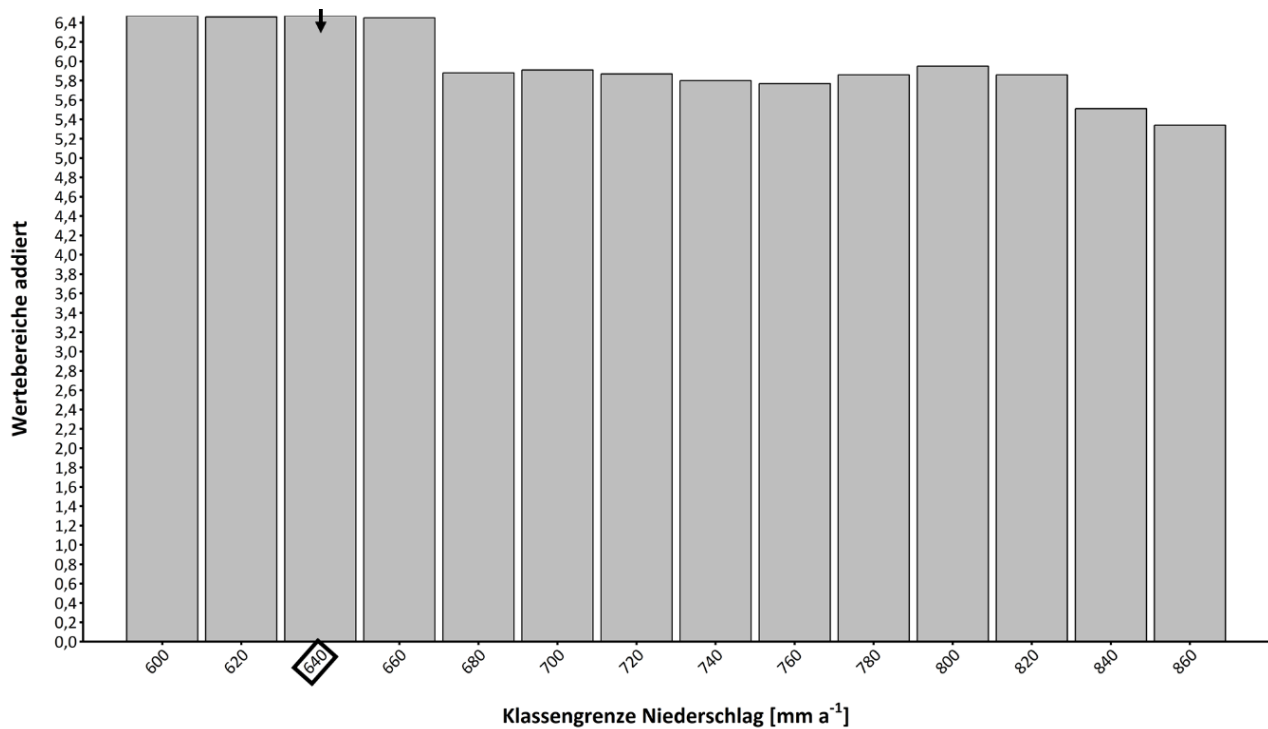


Abbildung C. 31: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 15

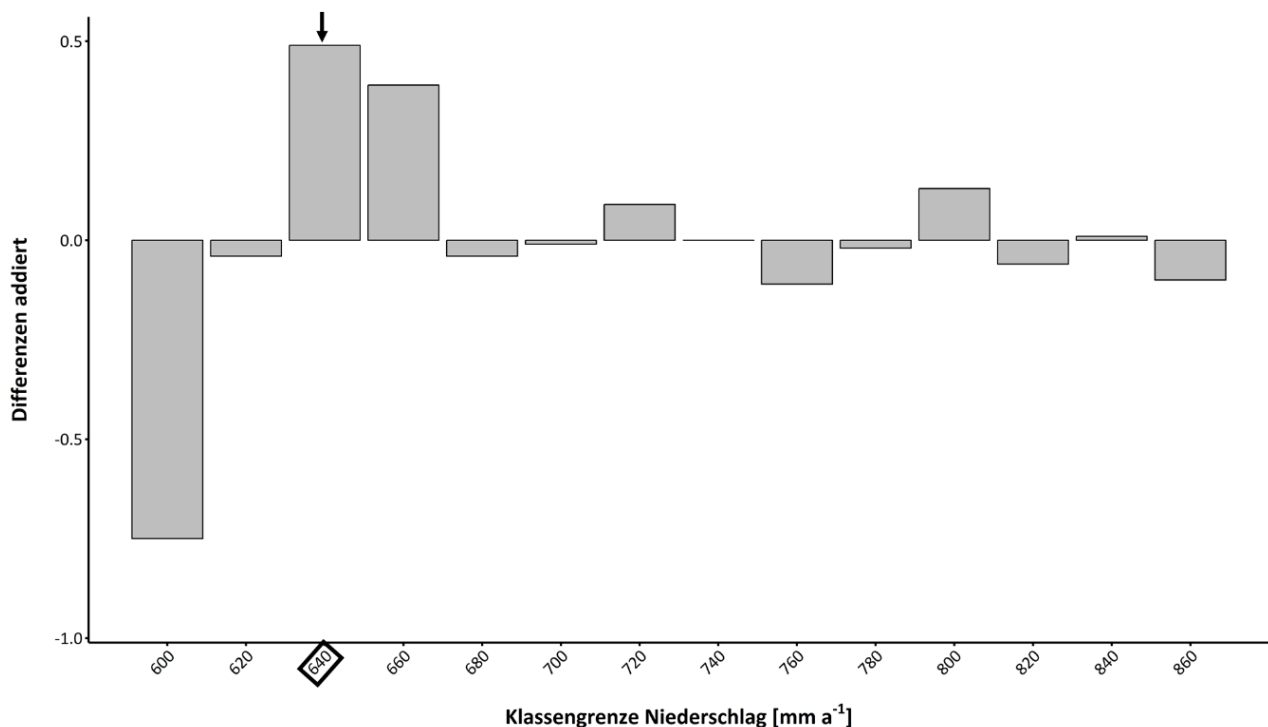


Abbildung C. 32: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 15

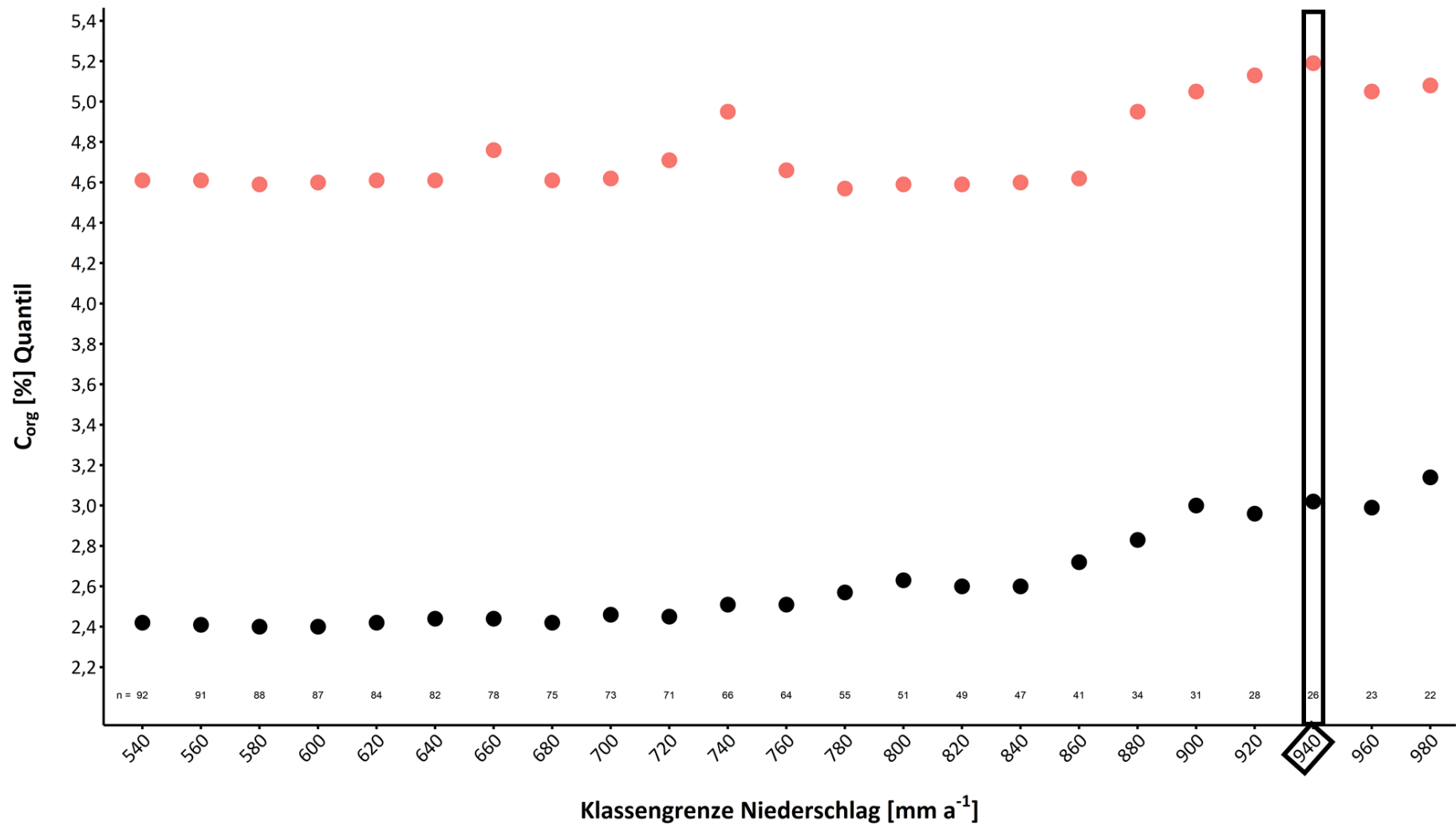


Abbildung C. 33: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org}-Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚mittel I‘

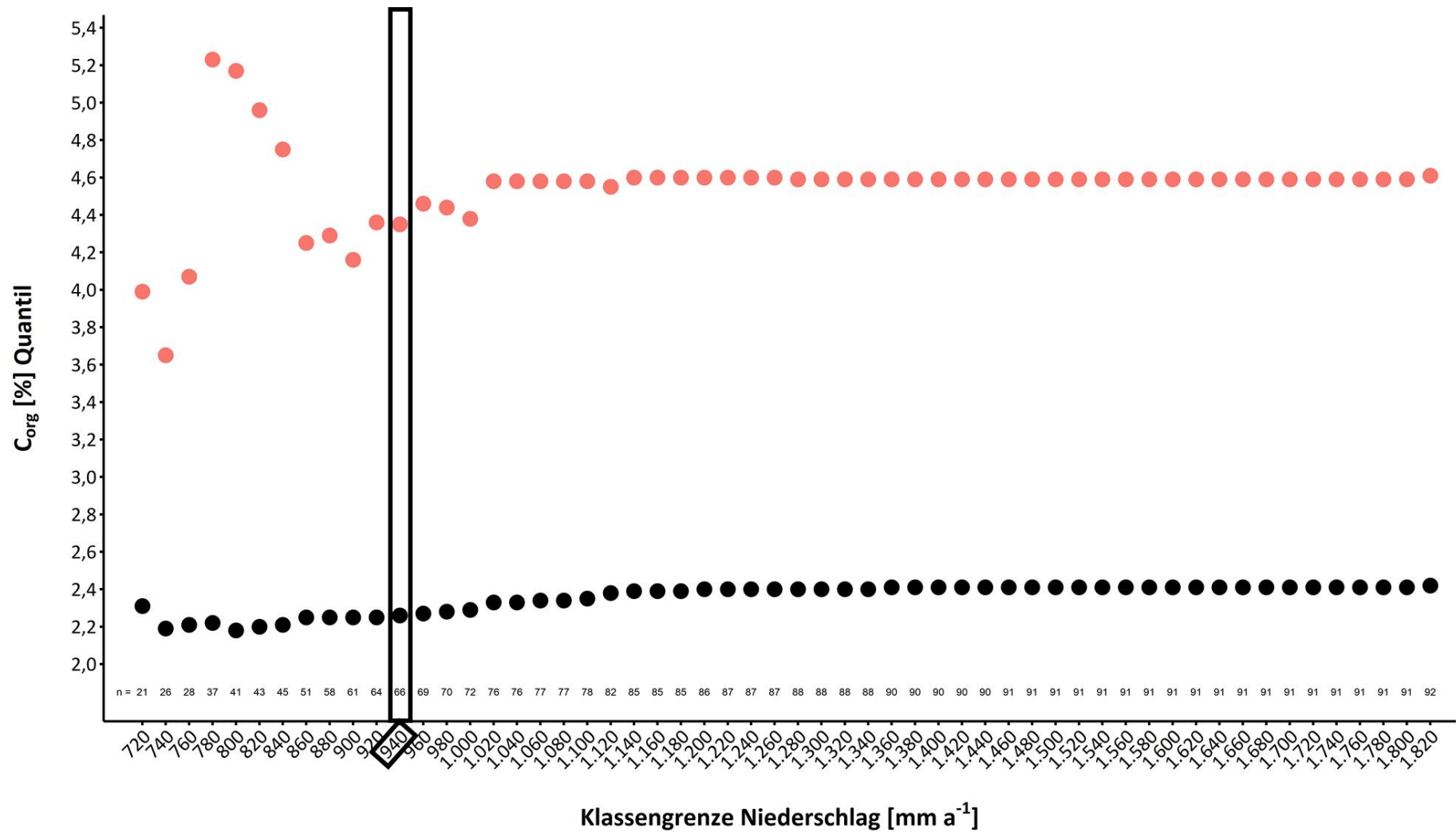


Abbildung C. 34: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚mittel I‘

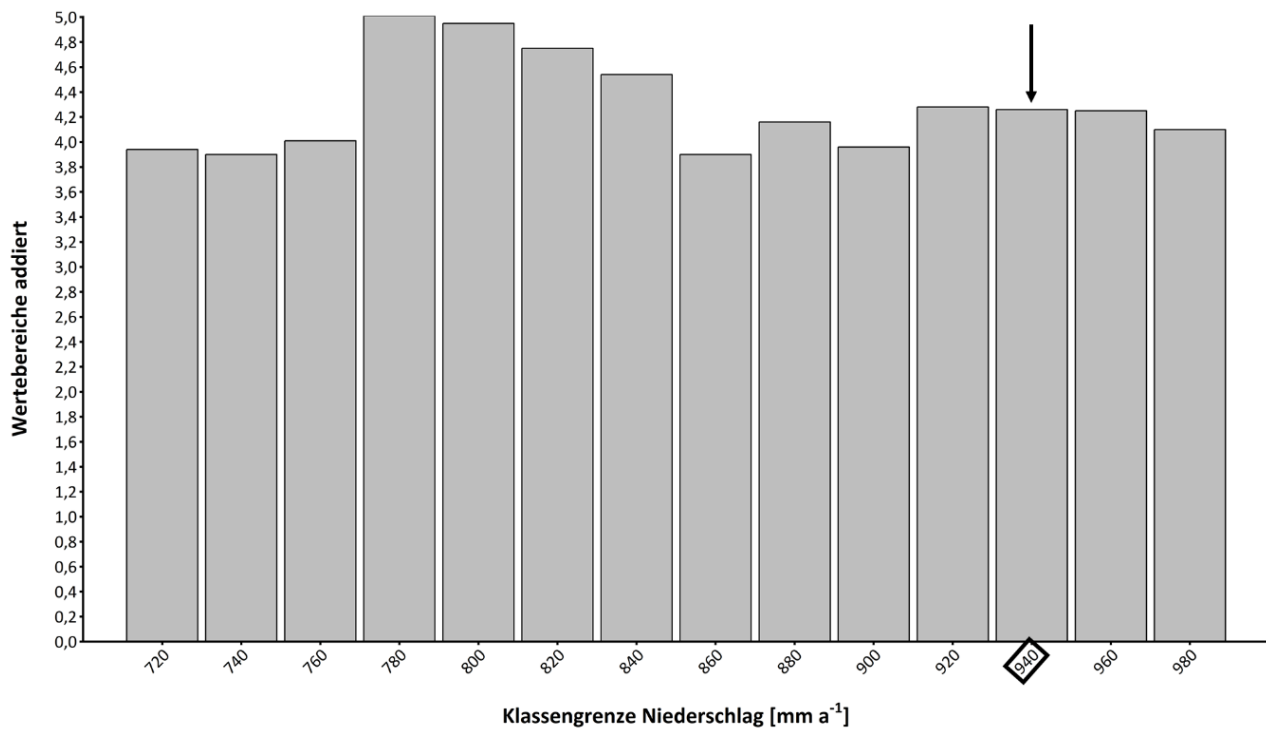


Abbildung C. 35: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚mittel I‘

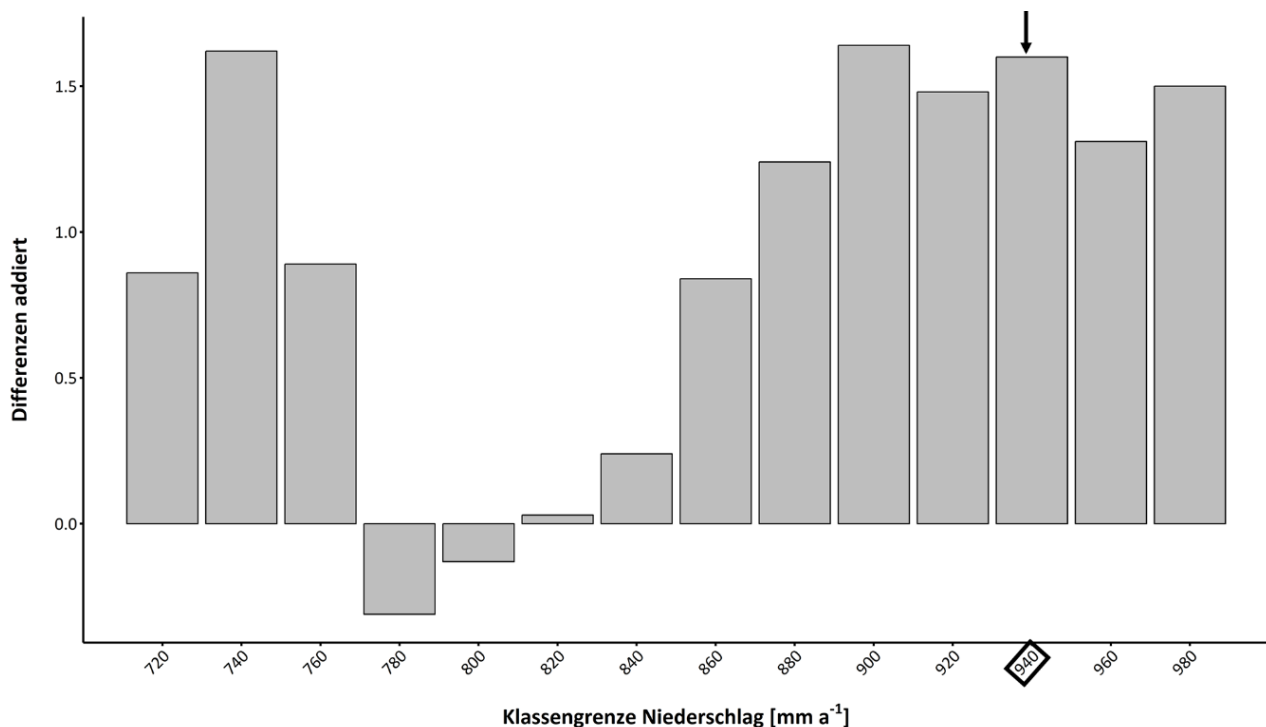


Abbildung C. 36: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚mittel I‘

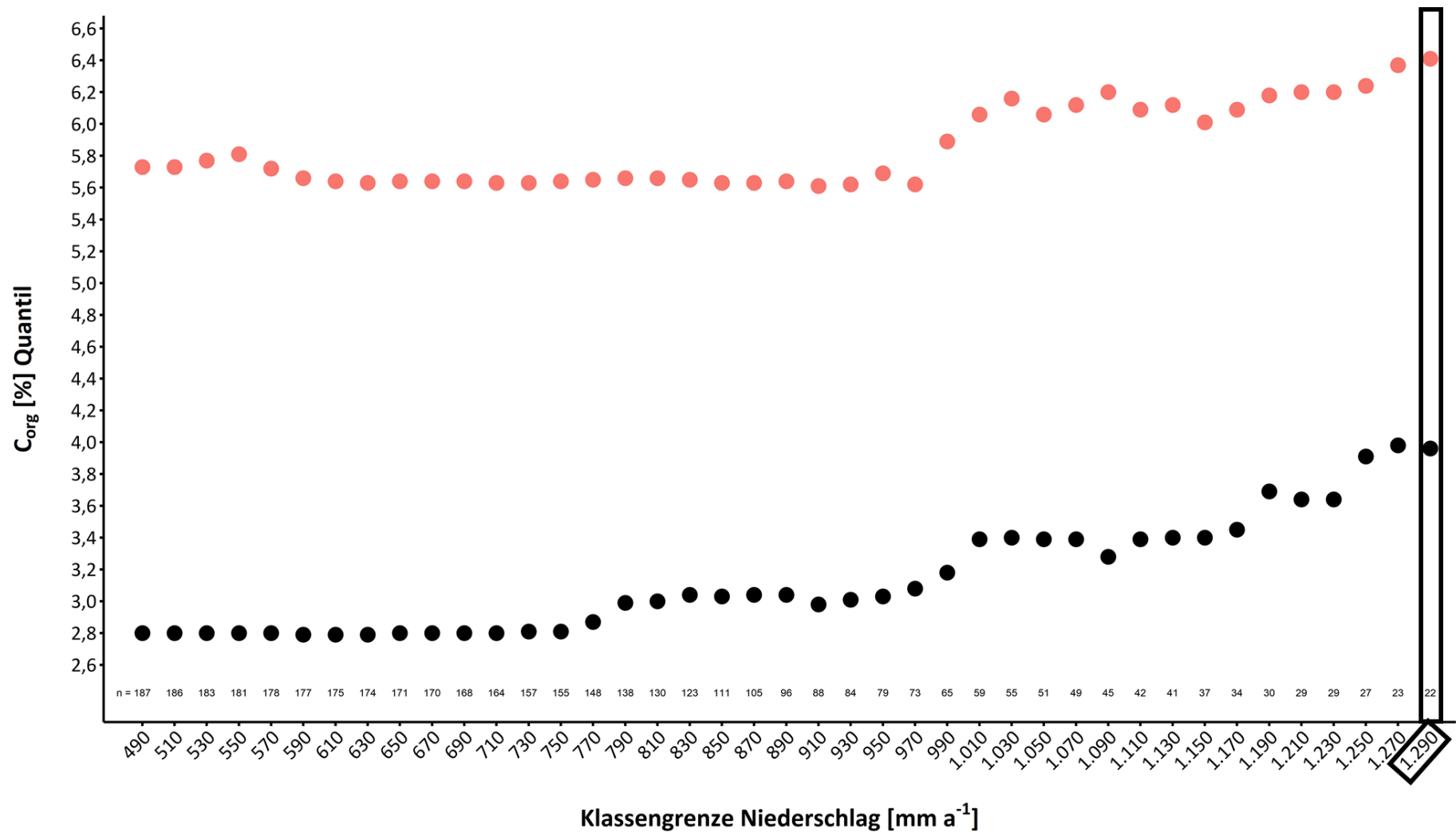


Abbildung C. 37: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚mittel II‘

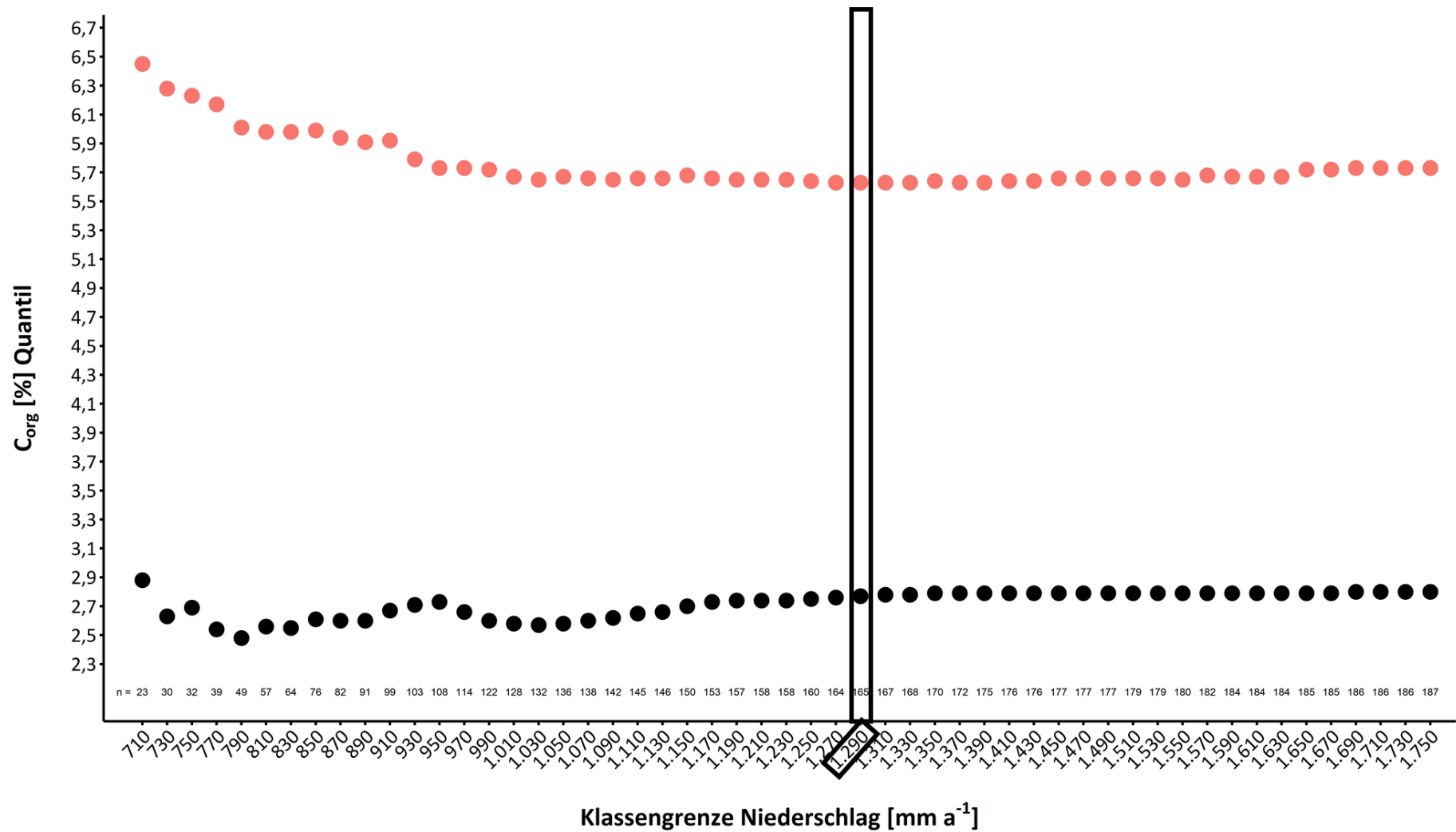


Abbildung C. 38: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen Jahresgesamtniederschläges für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚mittel II‘

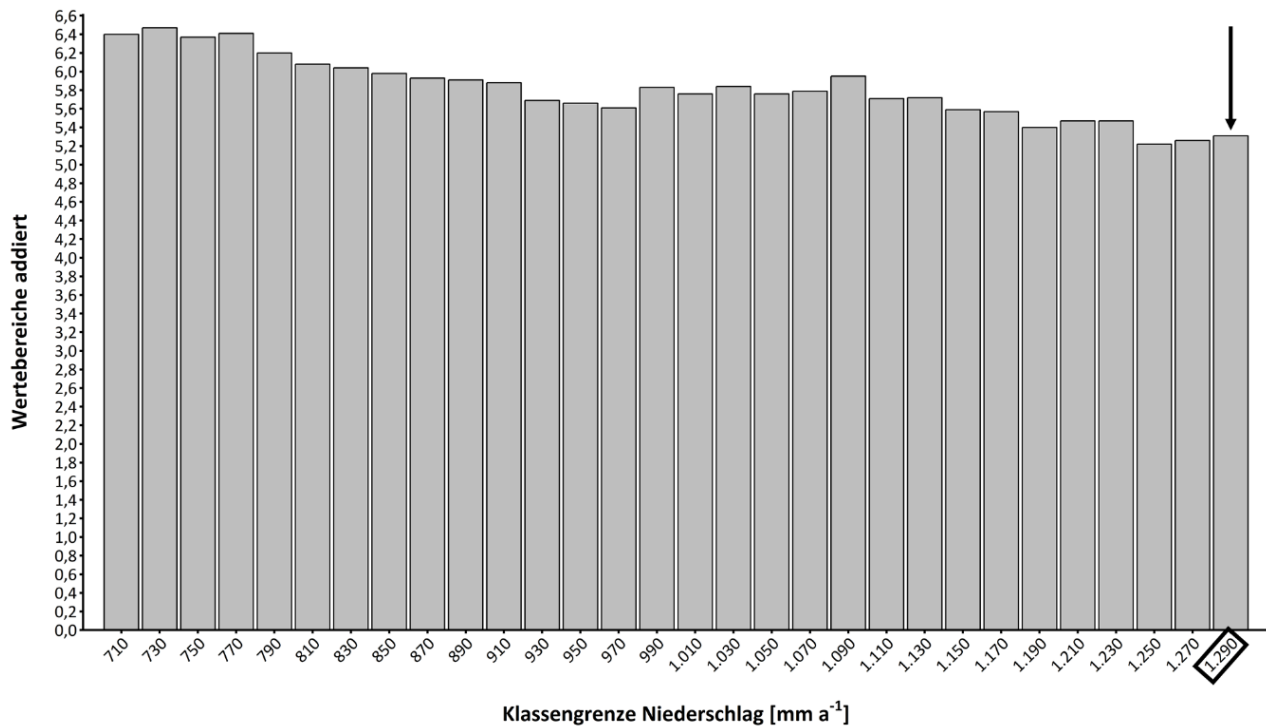


Abbildung C. 39: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚mittel II‘

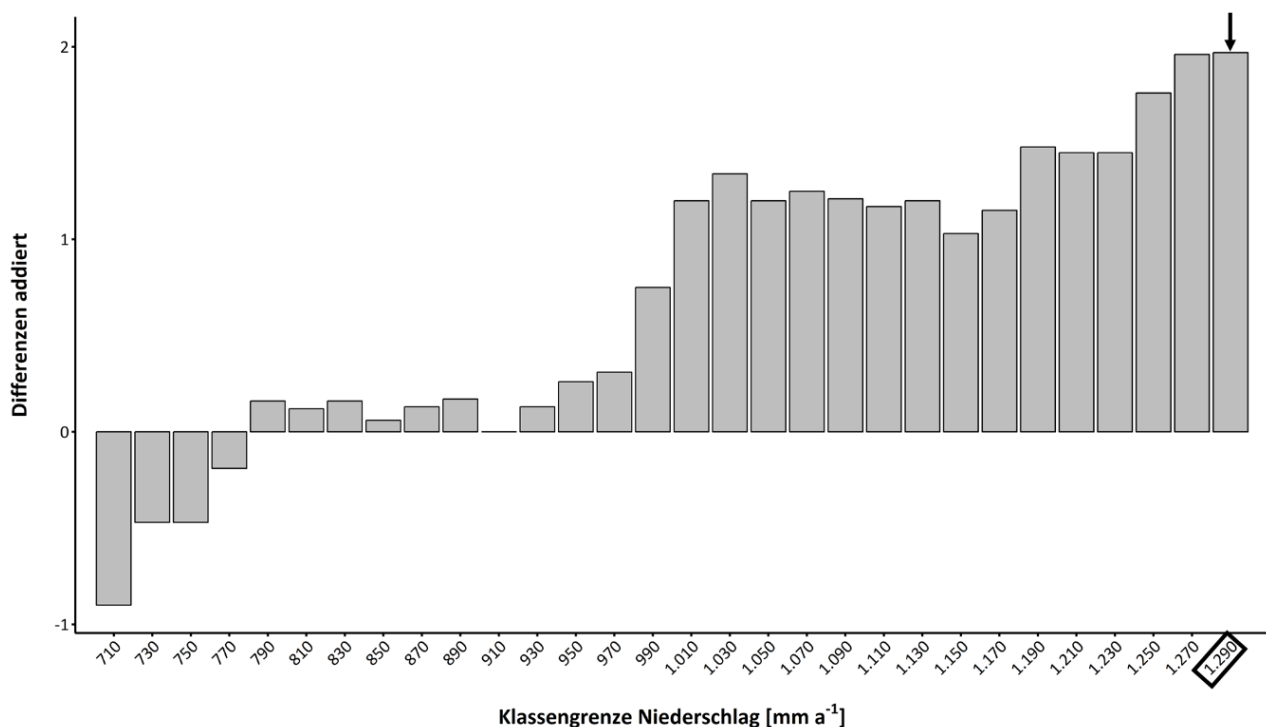


Abbildung C. 40: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚mittel II‘

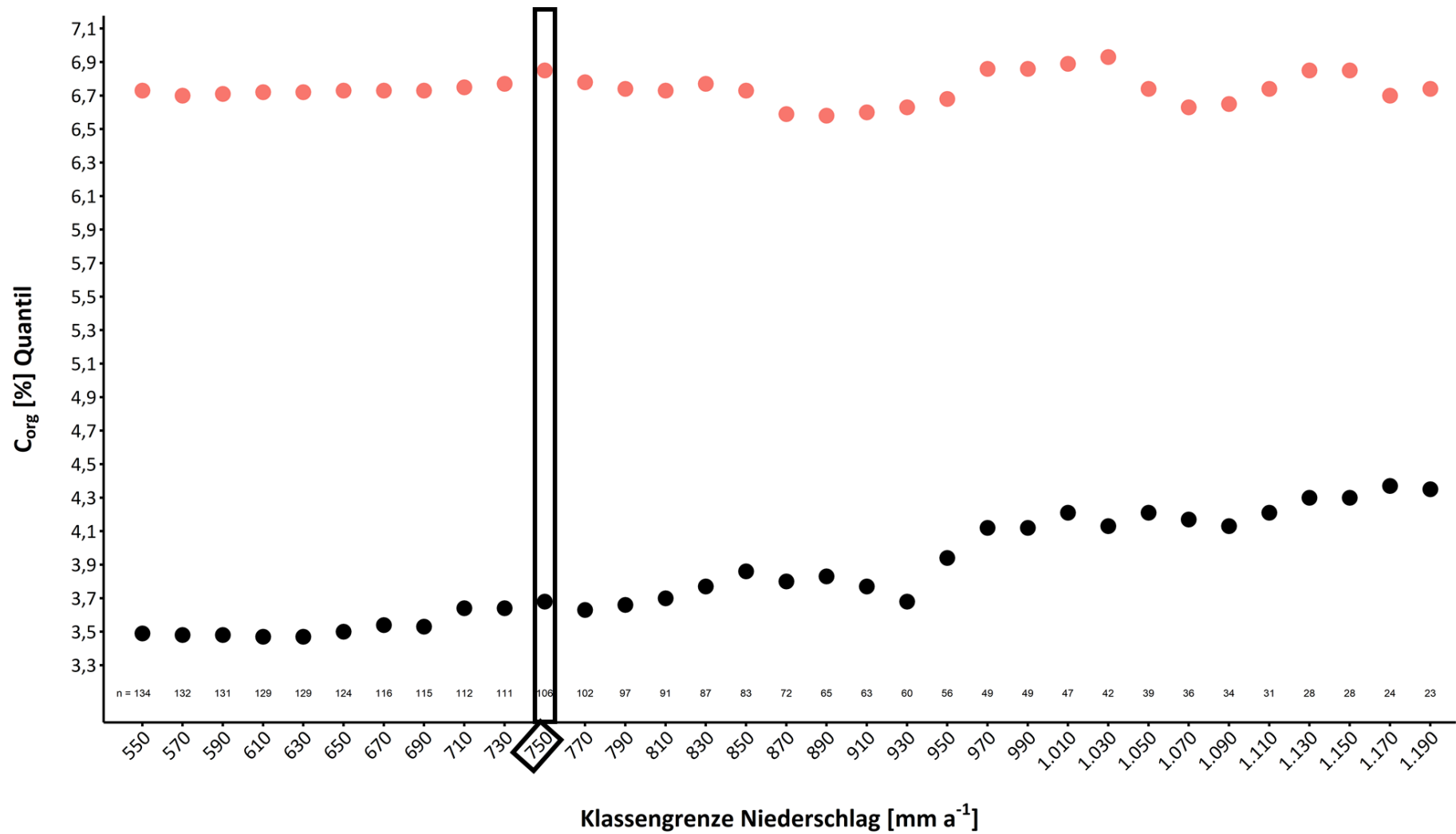


Abbildung C. 41: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚schwer I‘

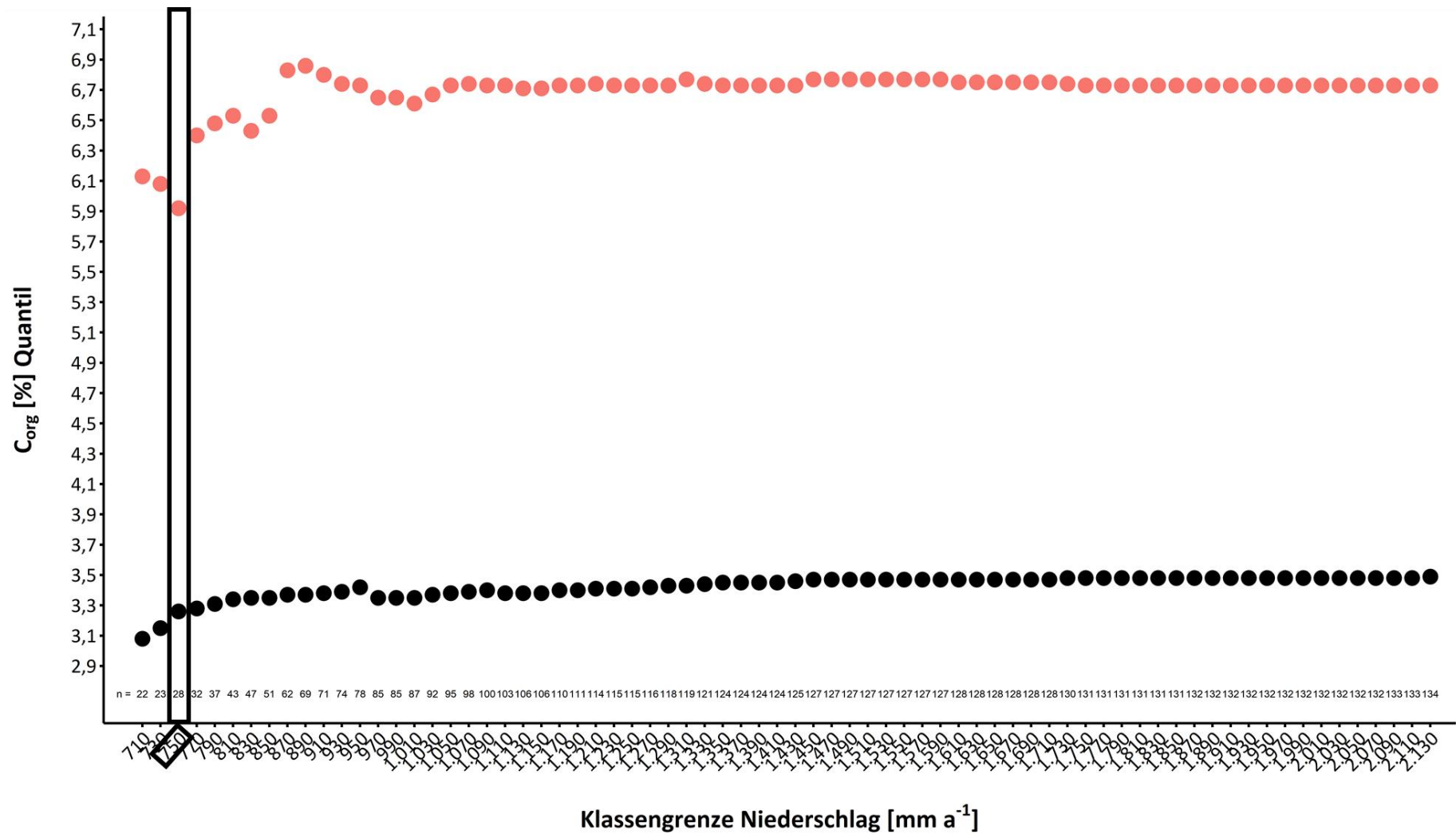


Abbildung C. 42: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚schwer I‘

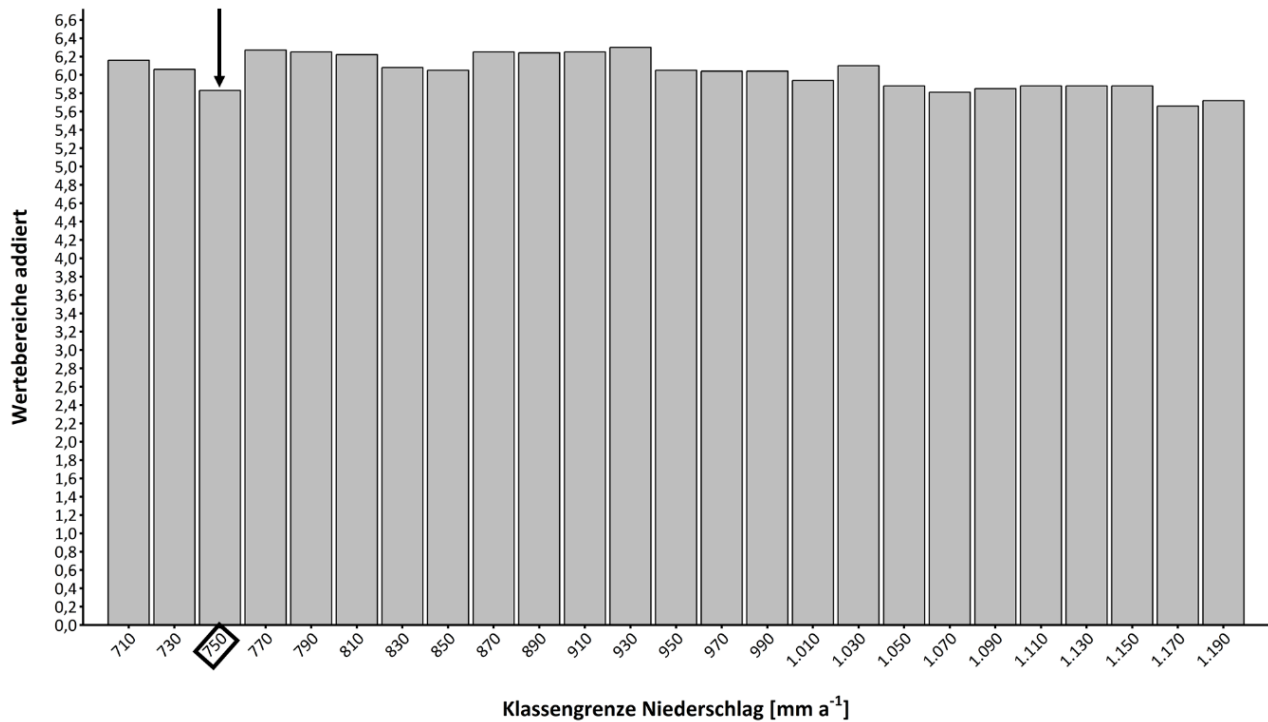


Abbildung C. 43: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚schwer I‘

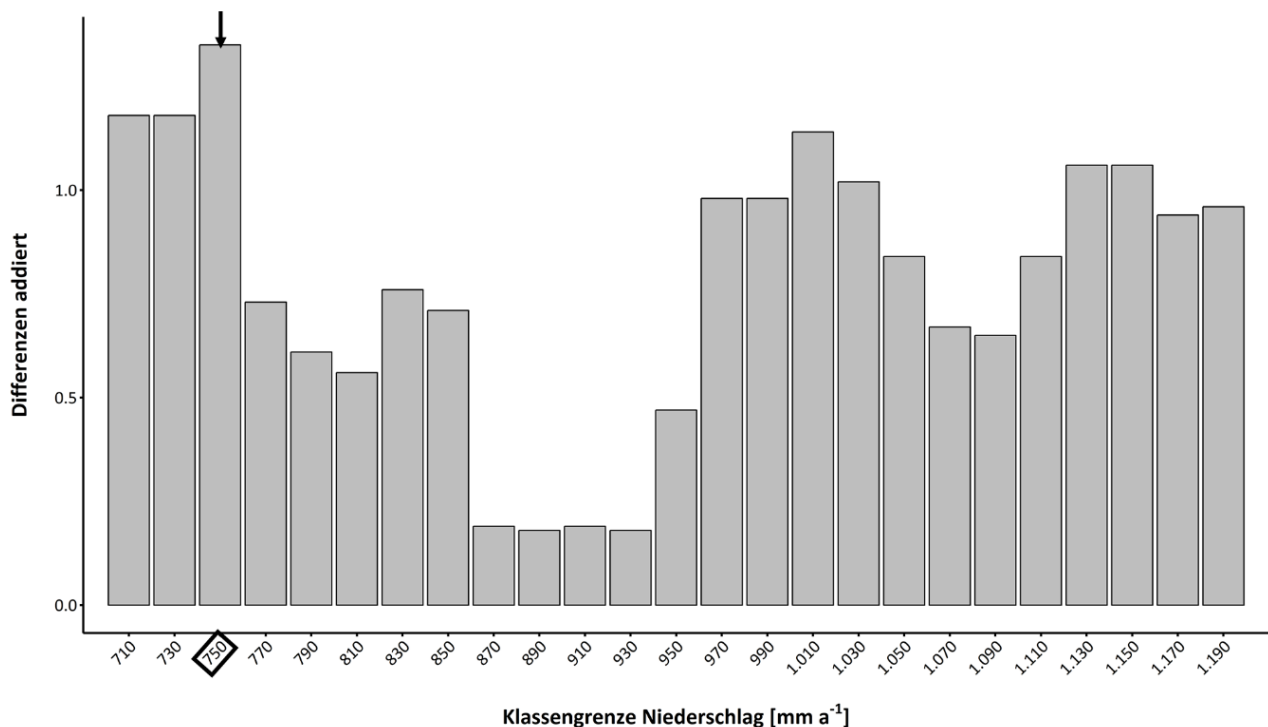


Abbildung C. 44: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚schwer I‘

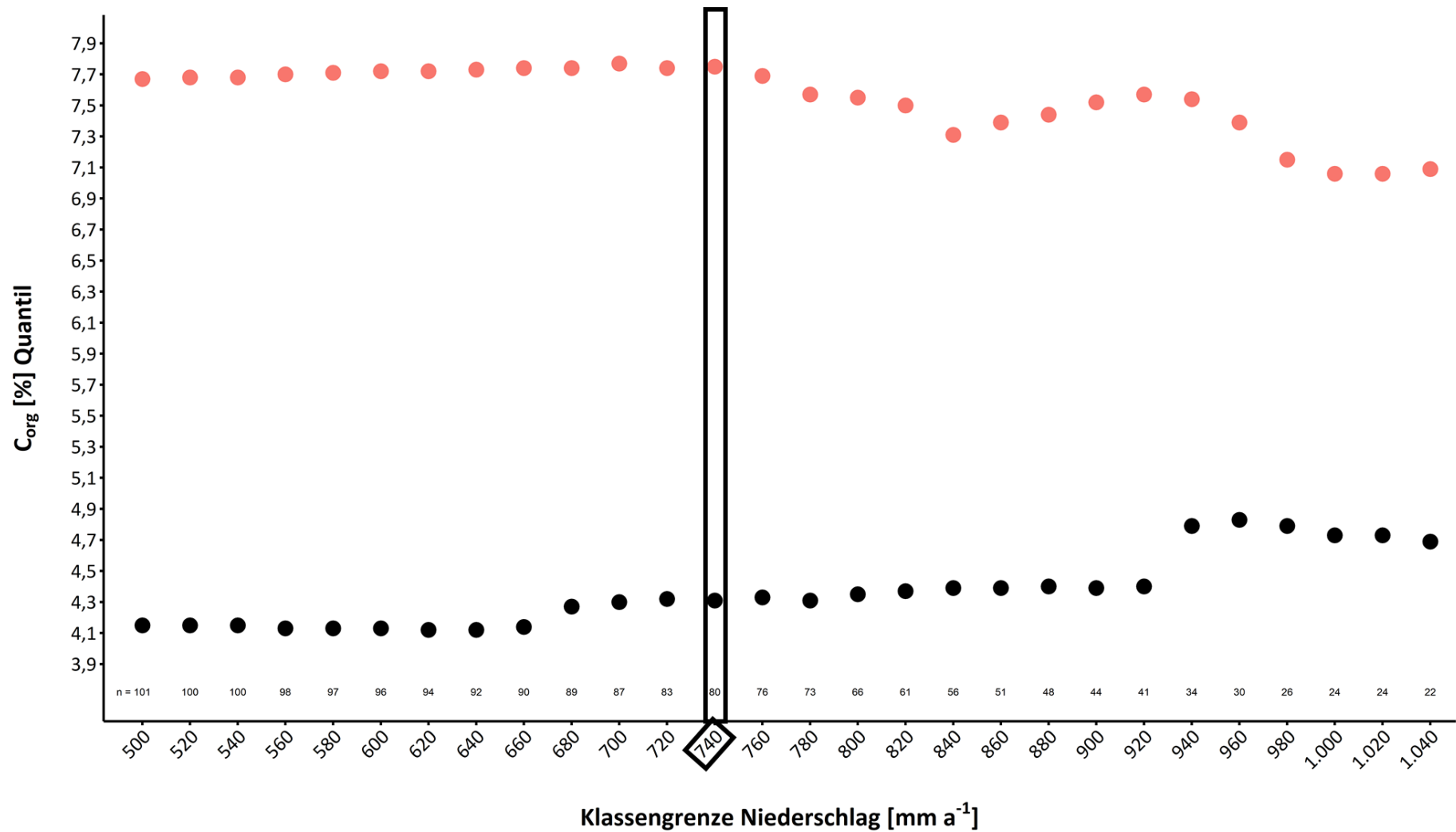


Abbildung C. 45: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org}-Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚schwer II‘

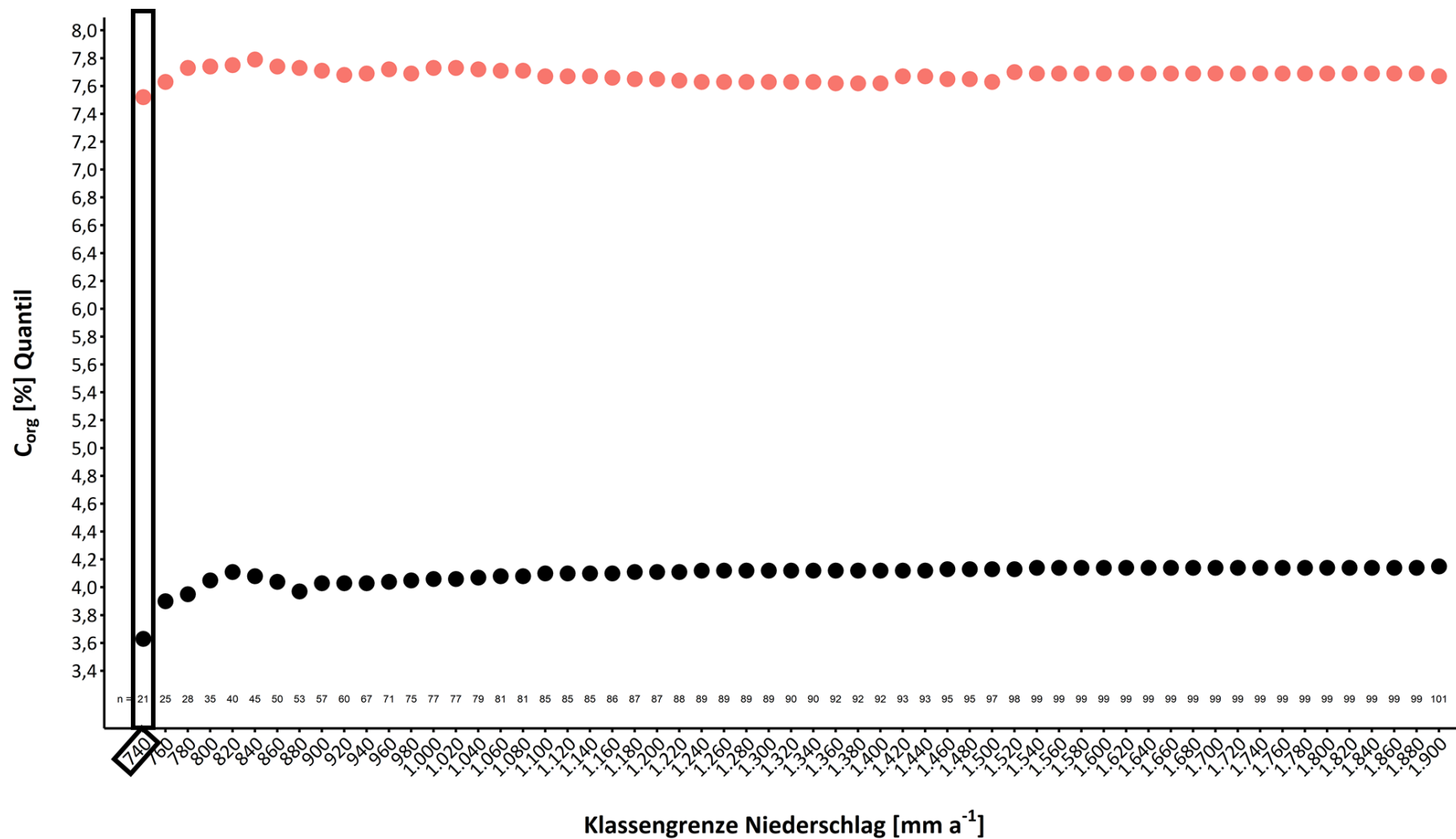


Abbildung C. 46: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚schwer II‘

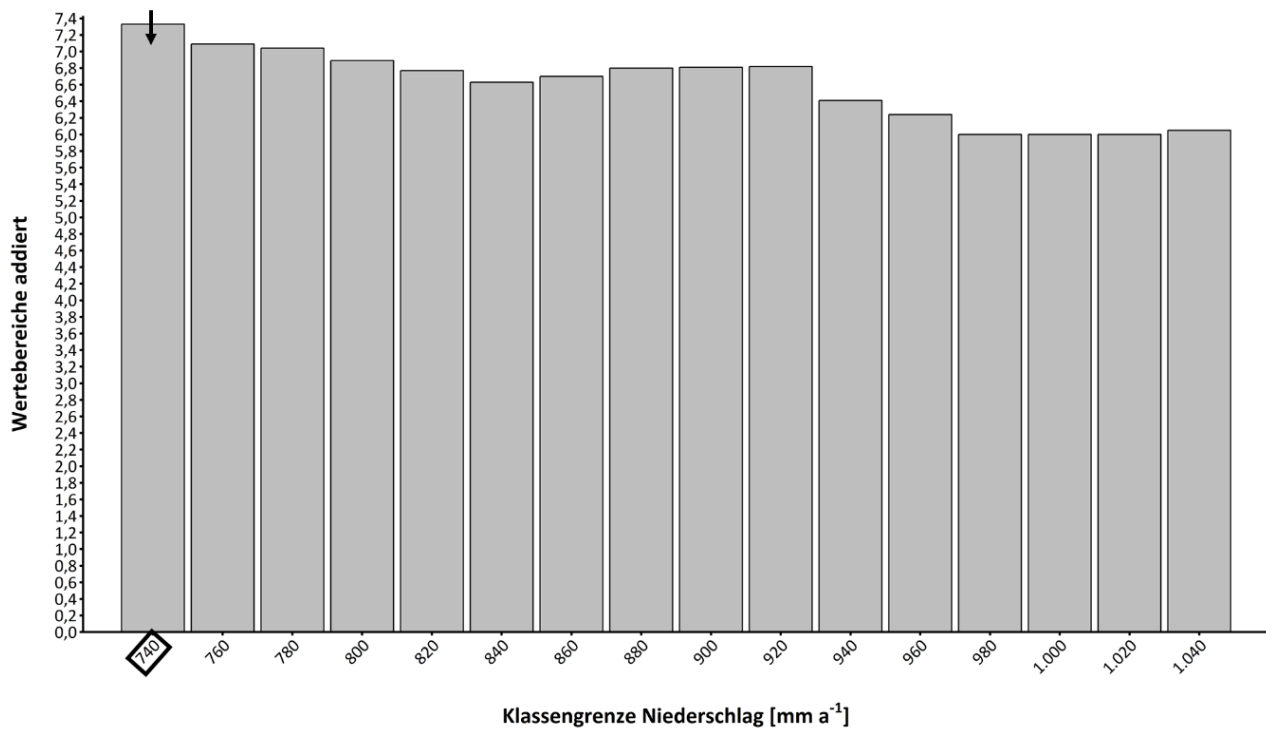


Abbildung C. 47: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚schwer II‘

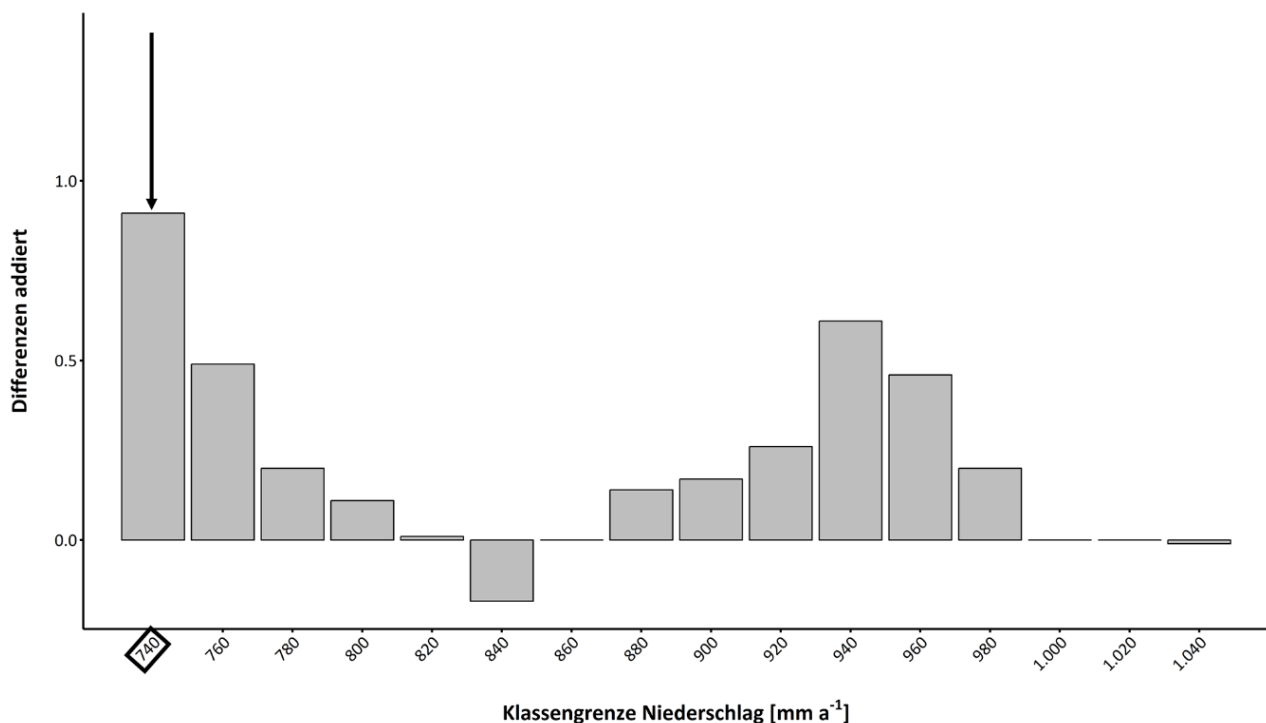


Abbildung C. 48: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Dauergrünland‘ und der Texturklasse ‚schwer II‘

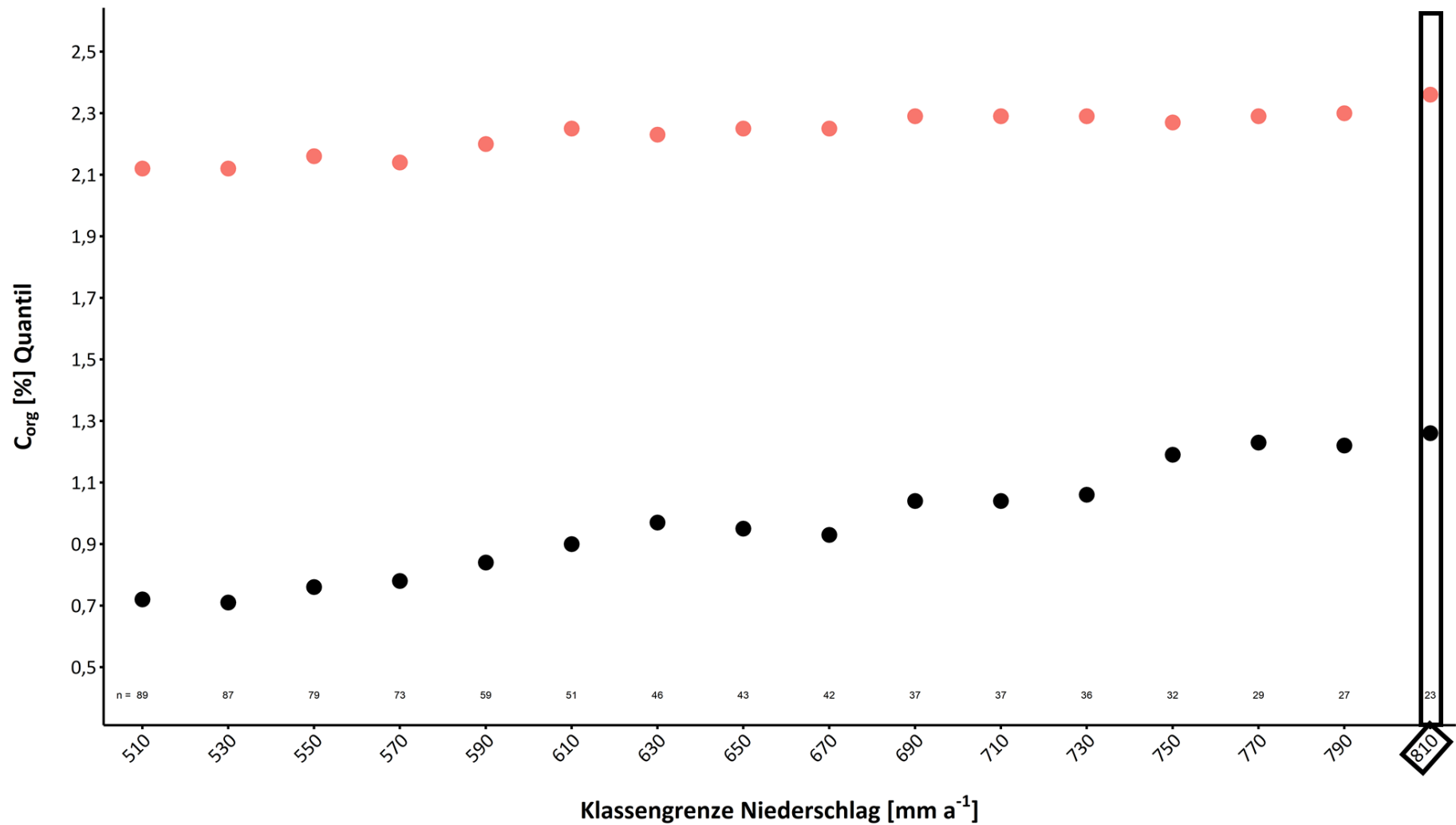


Abbildung C. 49: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 15

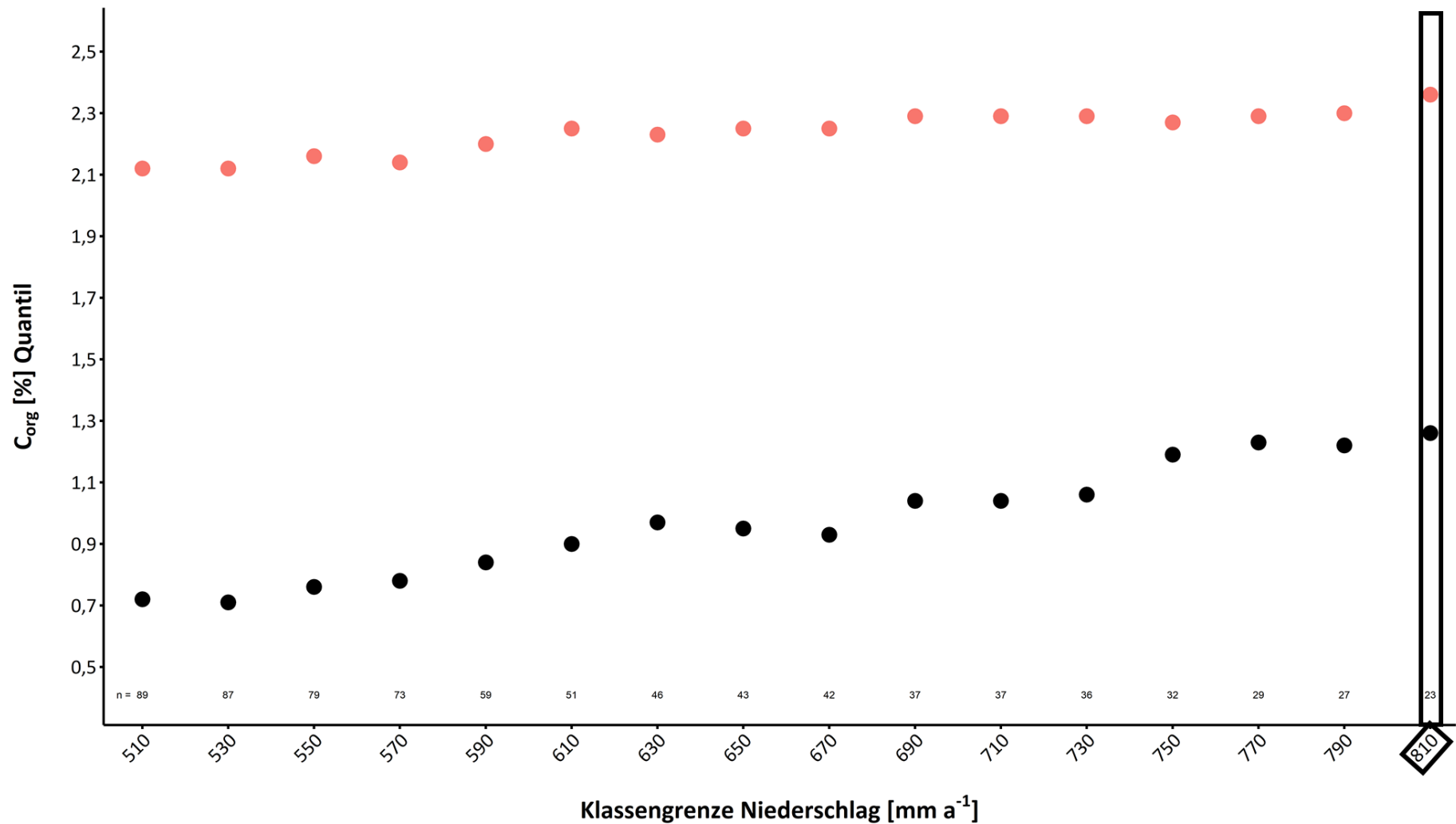


Abbildung C. 50: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org}-Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 15

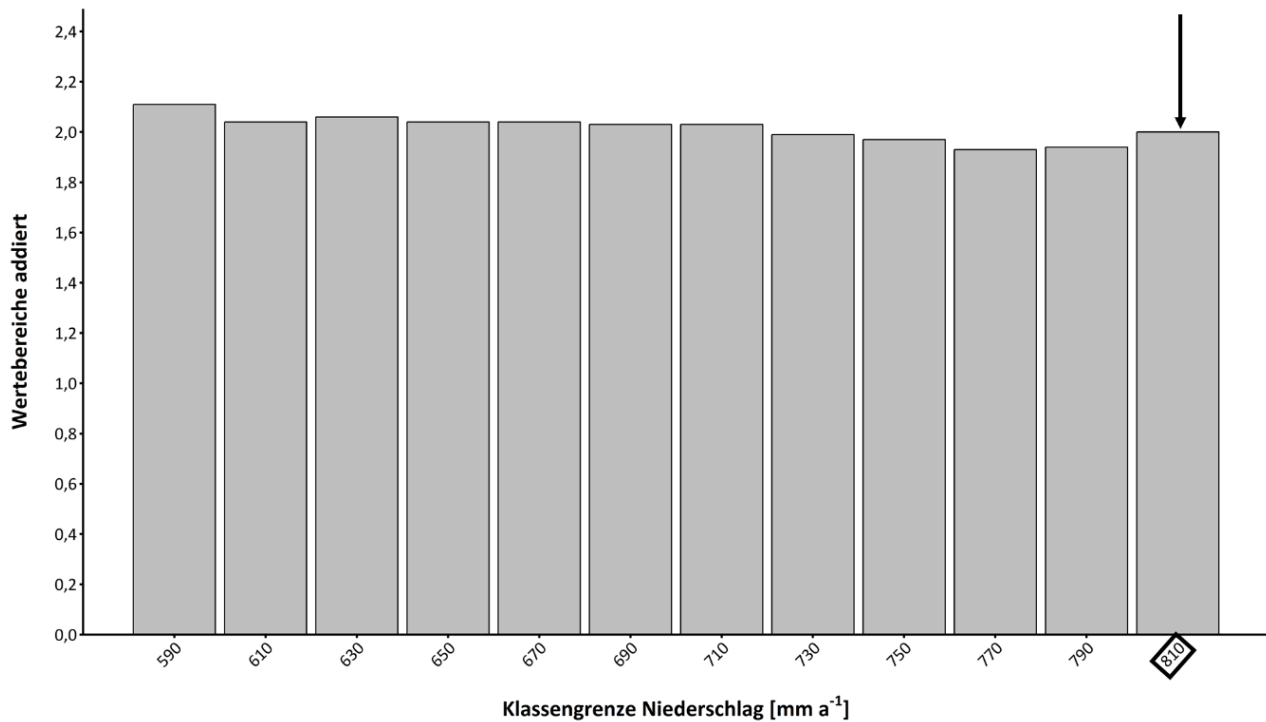


Abbildung C. 51: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 15

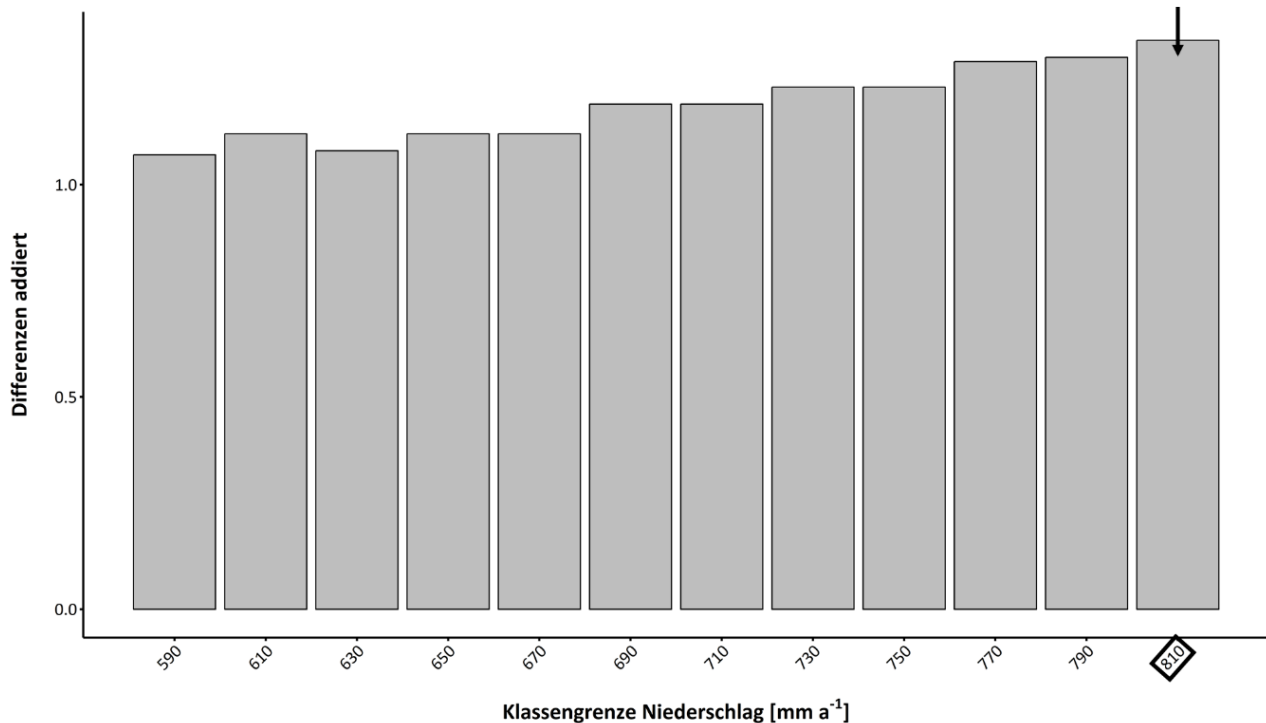


Abbildung C. 52: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘, der Texturklasse ‚leicht‘ und einem C/N-Verhältnis ≤ 15

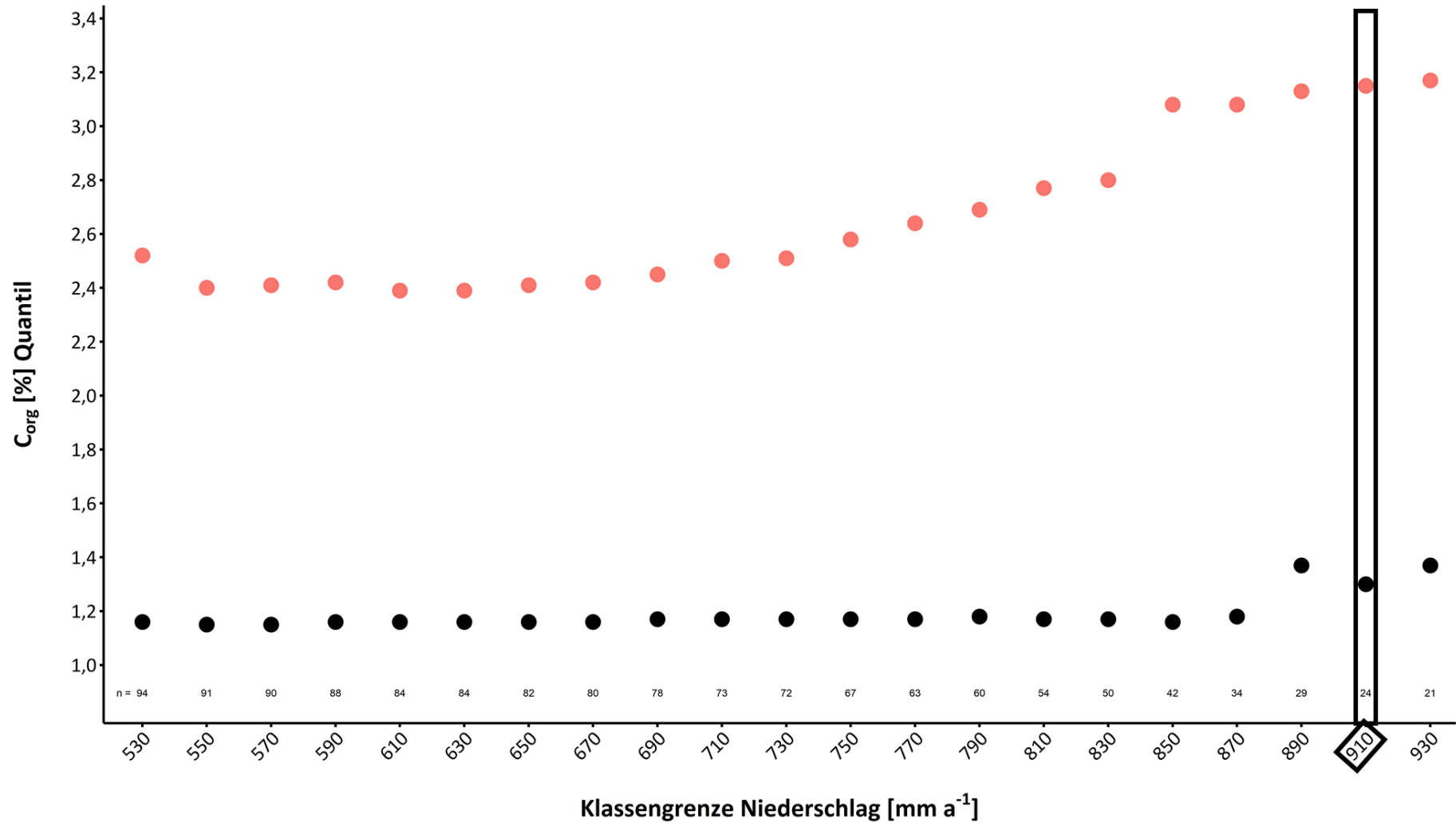


Abbildung C. 53: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ und der Texturklasse ‚mittel‘

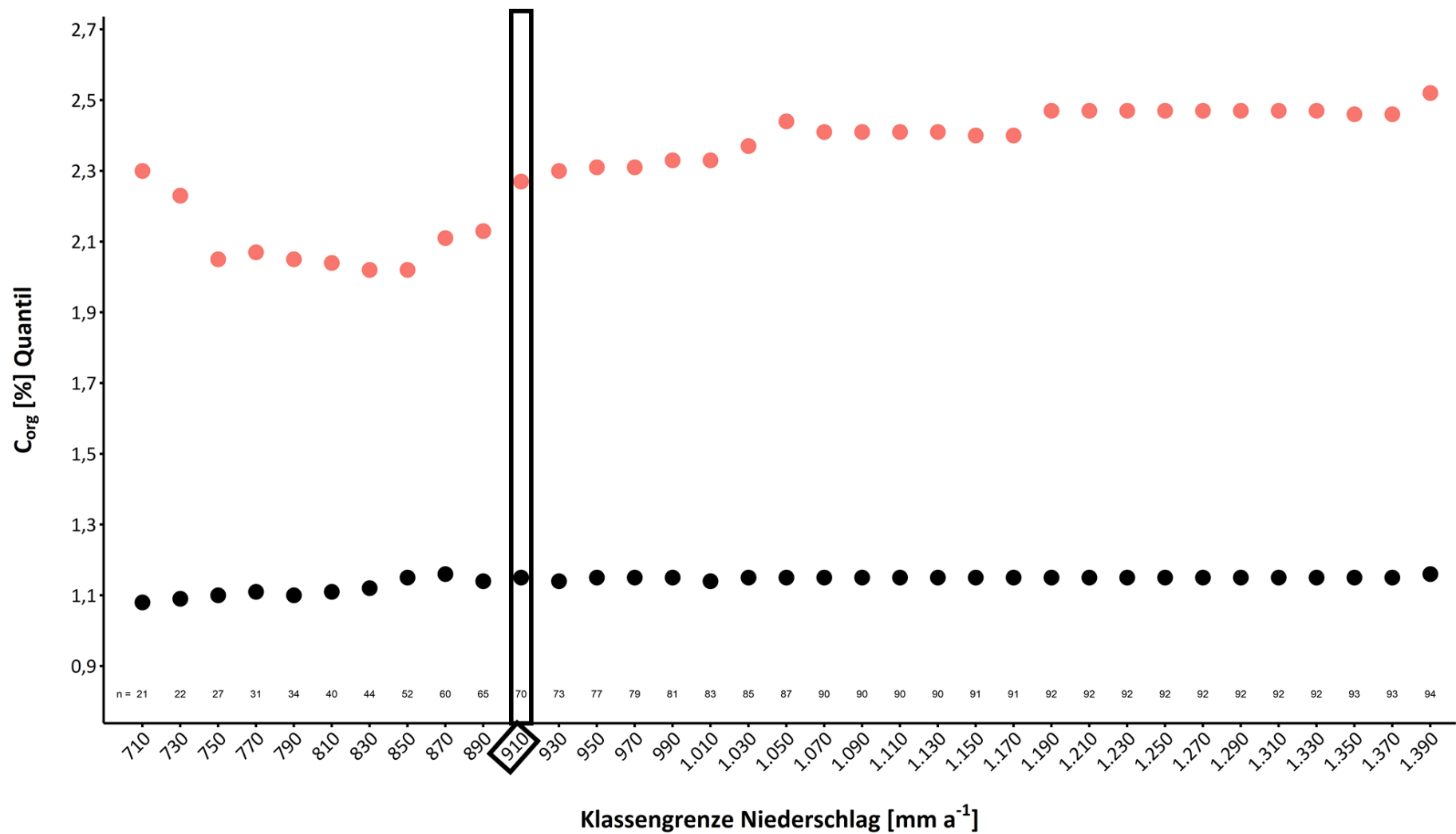


Abbildung C. 54: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ und der Texturklasse ‚mittel‘

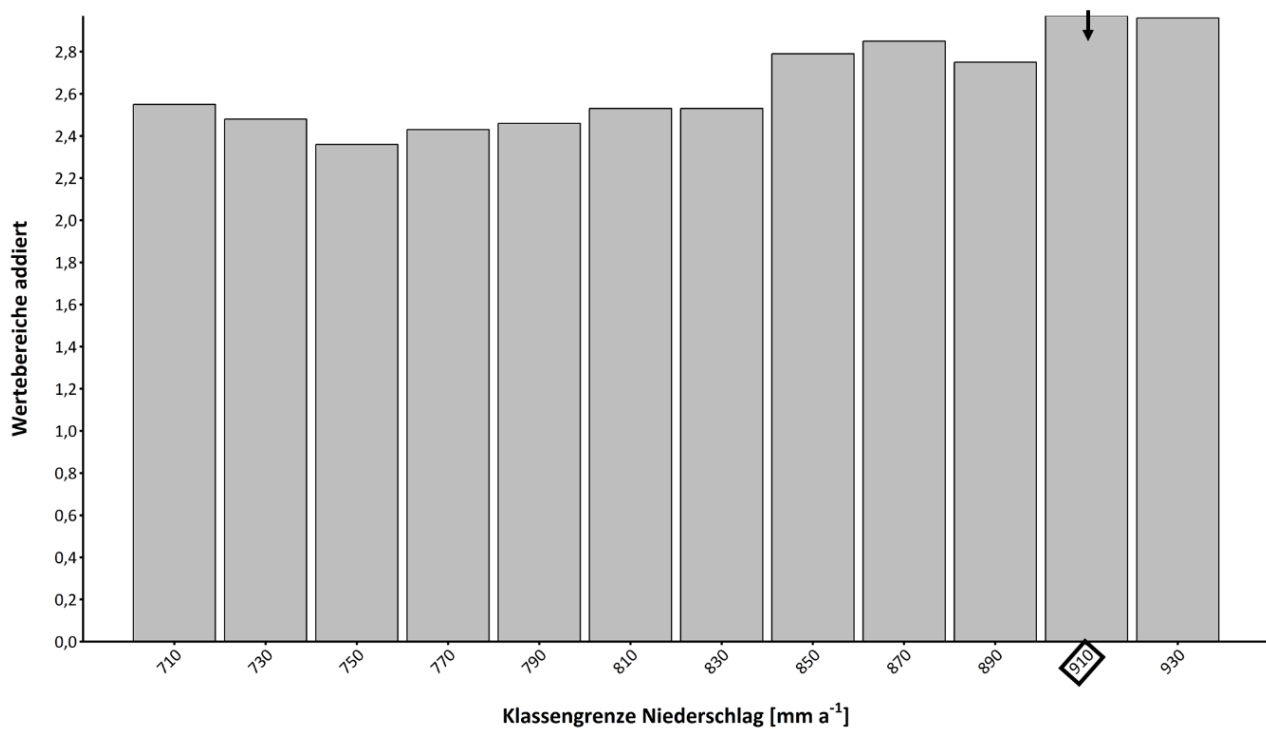


Abbildung C. 55: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ und der Texturklasse ‚mittel‘

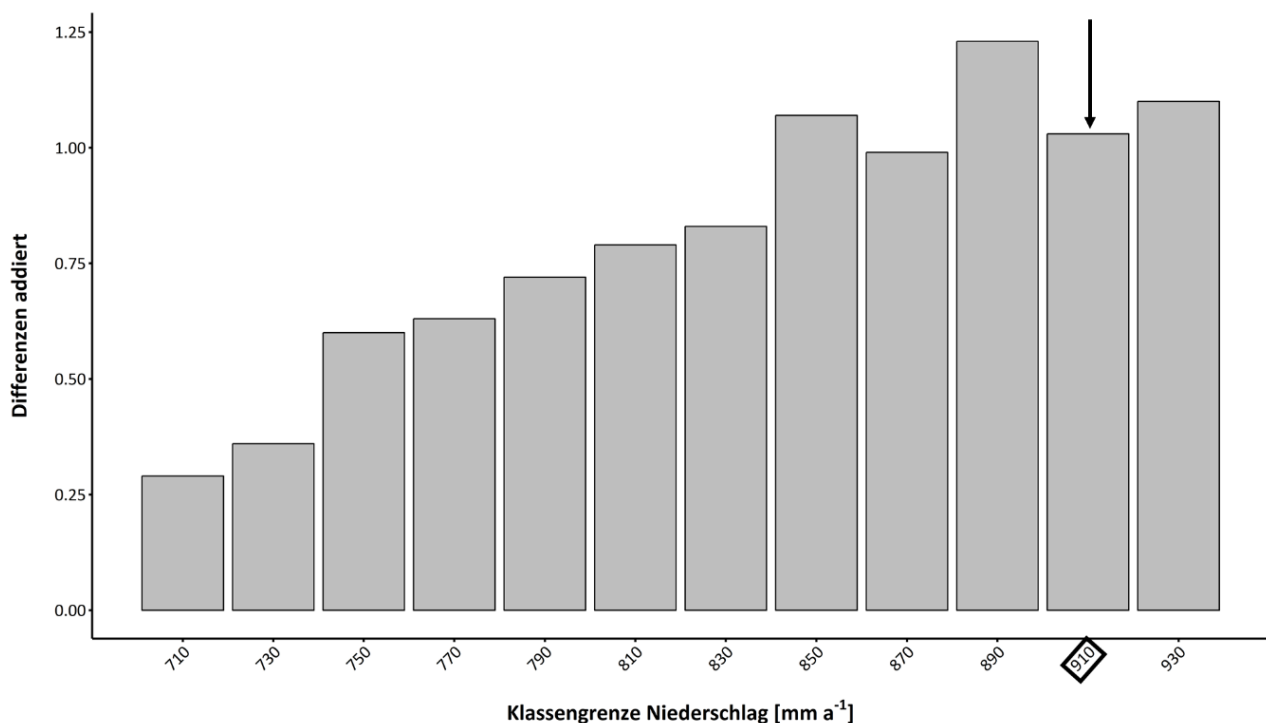


Abbildung C. 56: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ und der Texturklasse ‚mittel‘

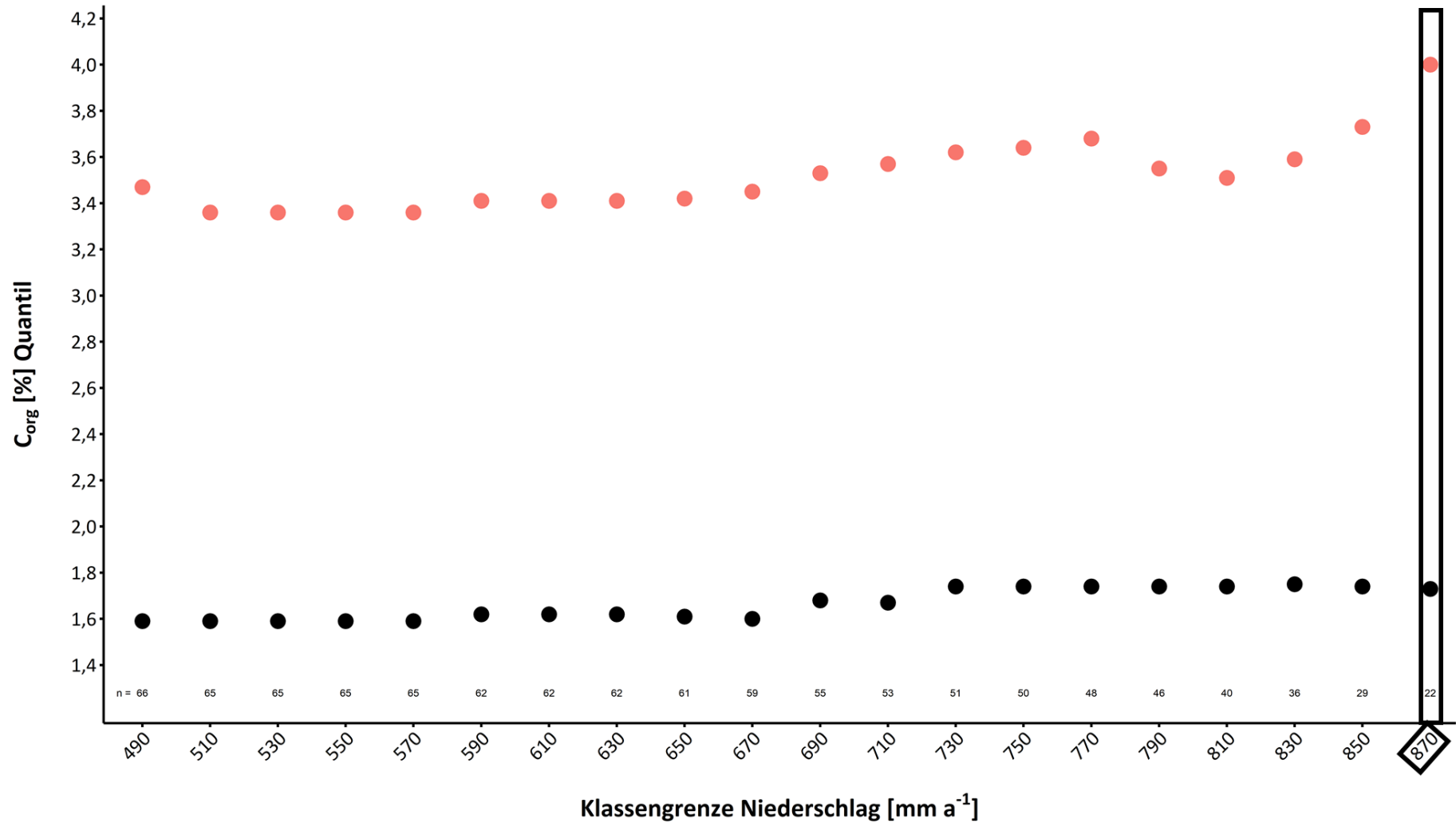


Abbildung C. 57: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org}-Gehaltes für verschiedene Klassenuntergrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ und der Texturklasse ‚schwer‘

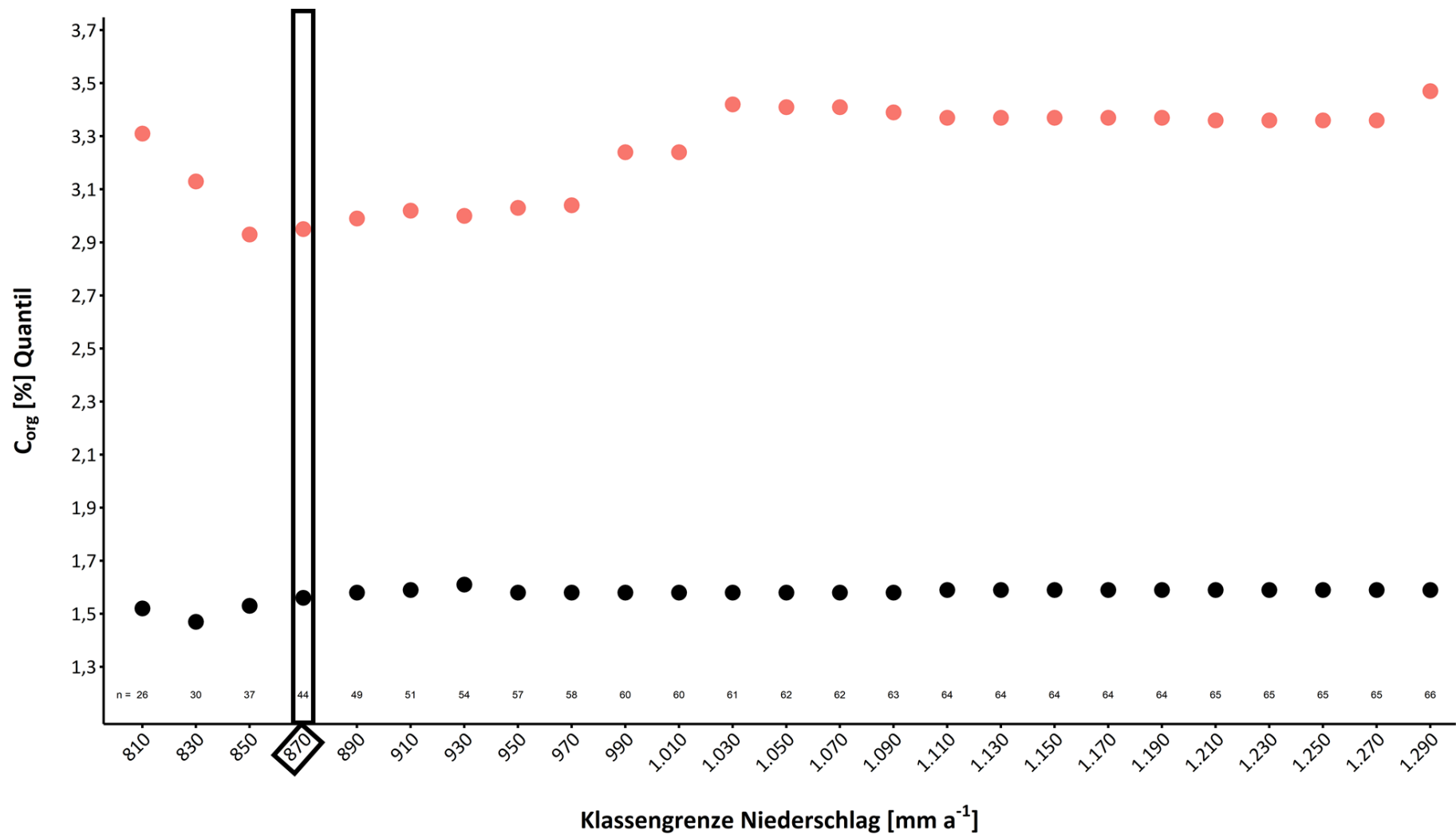


Abbildung C. 58: 12,5 %-Quantil (schwarz) und 87,5 %-Quantil (rot) des C_{org} -Gehaltes für verschiedene Klassenobergrenzen des Jahresgesamtniederschlages für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ und der Texturklasse ‚schwer‘

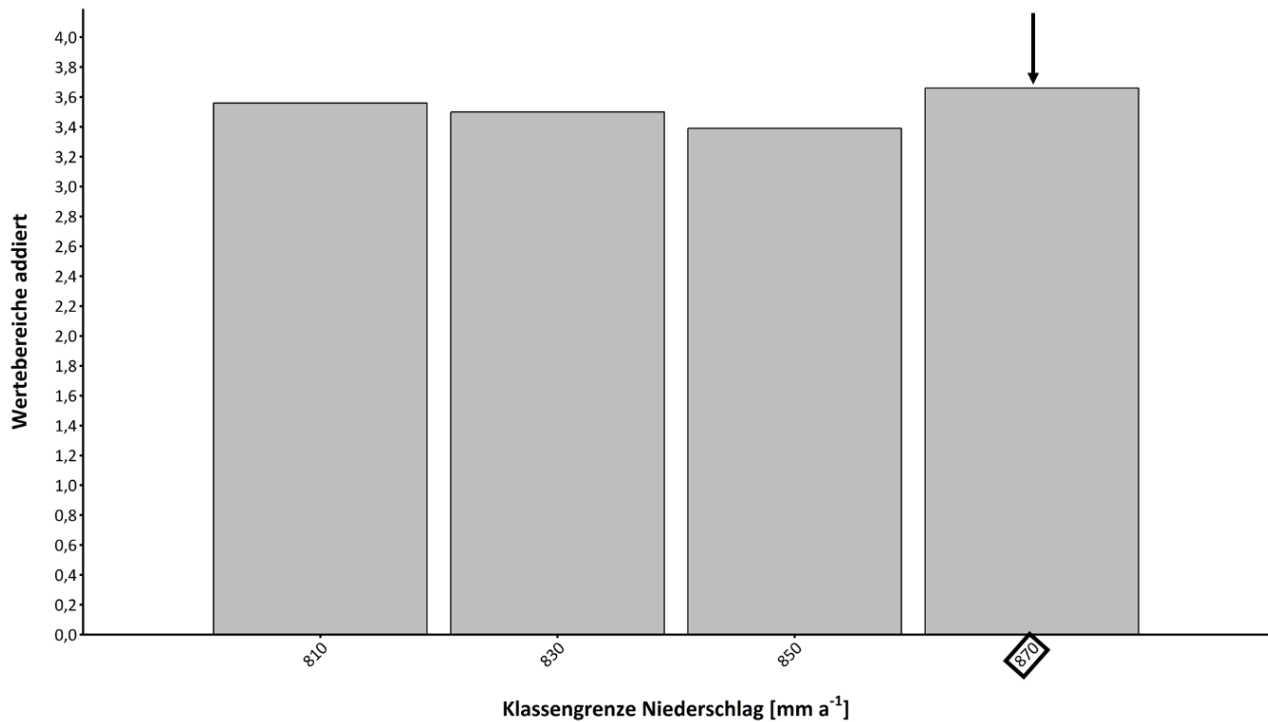


Abbildung C. 59: Addierte Wertebereiche der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ und der Texturklasse ‚schwer‘

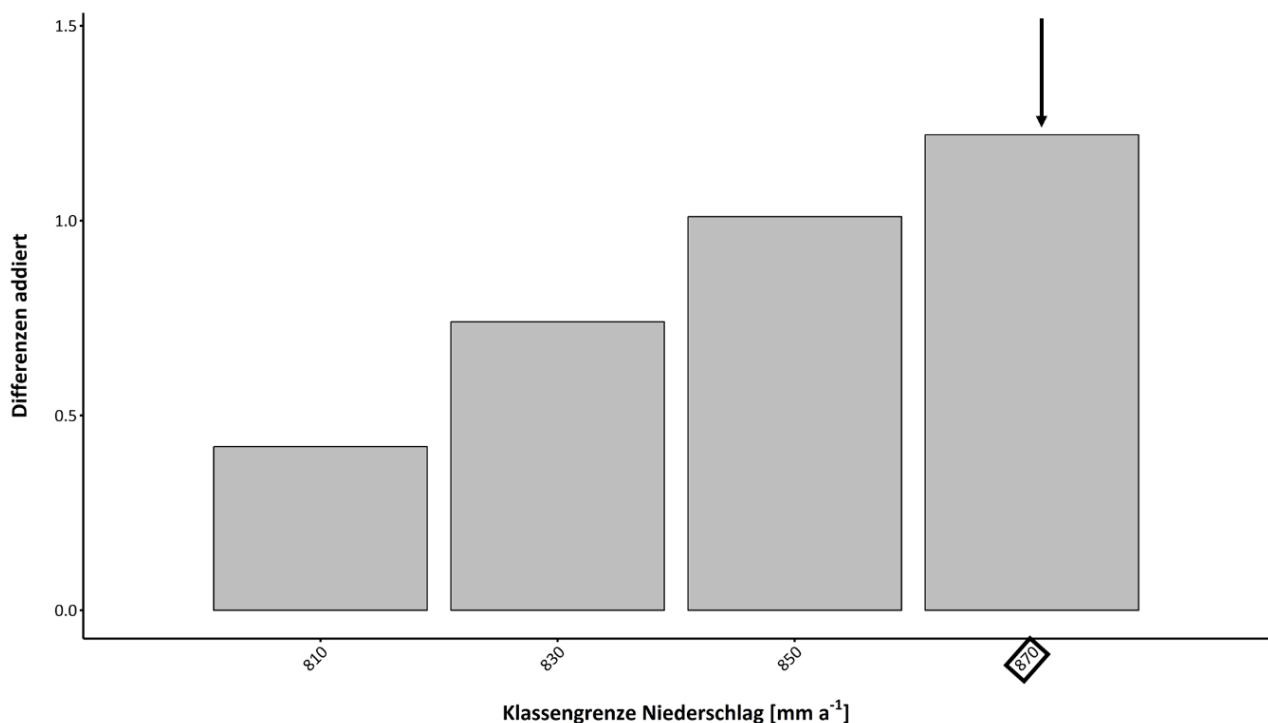


Abbildung C. 60: Addierte Differenzen der verschiedenen Klassengrenzen des Jahresgesamtniederschlags für Beprobungspunkte mit der Landnutzungsart ‚Grünland-Wechselwirtschaft‘ und der Texturklasse ‚schwer‘

Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

1 - 55	siehe http://www.thuenen.de/de/infothek/publikationen/thuenen-report/
56	Frank Offermann, Martin Banse, Florian Freund, Marlen Haß, Peter Kreins, Verena Laquai, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Claus Rösemann, Petra Salamon Thünen-Baseline 2017 – 2027: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland
57	Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2016 Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2016
58	Anja-Kristina Techen Reduzierung von landwirtschaftlichen Stickstoffeinträgen in Gewässer: die Wirksamkeit von Beratung am Beispiel der hessischen WRRL-Beratung
59	Katja Oehmichen, Susann Klatt, Kristin Gerber, Heino Polley, Steffi Röhling, Karsten Dunger Die alternativen WEHAM-Szenarien: Holzpräferenz, Naturschutzpräferenz und Trendfortschreibung Szenarienentwicklung, Ergebnisse und Analyse
60	Anne Margarian Strukturwandel in der Wissensökonomie: Eine Analyse von Branchen-, Lage- und Regionseffekten in Deutschland
61	Meike Hellmich Nachhaltiges Landmanagement vor dem Hintergrund des Klimawandels als Aufgabe der räumlichen Planung - Eine Evaluation im planerischen Mehrebenensystem an den Beispielen der Altmark und des Landkreises Lüchow-Dannenburgs -
62	Bernd Degen, Konstantin V. Krutovsky, Mirko Liesebach (eds.) German Russian Conference on Forest Genetics - Proceedings - Ahrensburg, 2017 November 21-23
63	Jutta Buschbom Exploring and validating statistical reliability in forensic conservation genetics
64	Anna Jacobs, Heinz Flessa, Axel Don, Arne Heidkamp, Roland Prietz, René Dechow, Andreas Gensior, Christopher Poeplau, Catharina Riggers, Florian Schneider, Bärbel Tiemeyer, Cora Vos, Mareille Wittnebel, Theresia Müller, Annelie Säurich, Andrea Fahrion-Nitschke, Sören Gebbert, Rayk Hopfstock, Angélica Jaconi, Hans Kolata, Maximilian Lorbeer, Johanna Schröder, Andreas Laggner, Christian Weiser, Annette Freibauer Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung
65	Jörn Sanders, Jürgen Heß (Hrsg.) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft
66	Patrick Küpper, Jan Cornelius Peters Entwicklung regionaler Disparitäten hinsichtlich Wirtschaftskraft, sozialer Lage sowie Daseinsvorsorge und Infrastruktur in Deutschland und seinen ländlichen Räumen



- 67 Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Annette Freibauer, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg, Roland Fuß
Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2017
Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2017
- 68 Alexandra Purkus, Jan Lüdtke, Georg Becher, Matthias Dieter, Dominik Jochem, Ralph Lehn, Mirko Liesebach, Heino Polley, Sebastian Rüter, Jörg Schweinle, Holger Weimar, Johannes Welling
Evaluation der Charta für Holz 2.0: Methodische Grundlagen und Evaluationskonzept
- 69 Andreas Tietz
Bodengebundene Einkommensteuern in einer strukturschwachen ländlichen Gemeinde
- 71 Thomas Schmidt, Felicitas Schneider, Dominik Leverenz, Gerold Hafner
Lebensmittelabfälle in Deutschland – Baseline 2015 –
- 72 Friederike Mennicke, Martin Ohlmeyer, Vera Steckel, Jörg Hasener, Julia Borowka, Joachim Hasch
Entwicklung einer Prüfmethode für die schnelle Bestimmung von VOC aus Holzprodukten zur frühzeitigen Ableitung des langfristigen Emissionsverhaltens und Qualitätskontrolle bei der Herstellung von Holzwerkstoffen
- 73 Thomas Schmidt, Sandra Baumgardt, Antonia Blumenthal, Bernhard Burdick, Erika Claupein, Walter Dirksmeyer, Gerold Hafner, Kathrin Klockgether, Franziska Koch, Dominik Leverenz, Marianne Lörchner, Sabine Ludwig-Ohm, Linda Niepagenkemper, Karoline Owusu-Sekyere, Frank Waskow
Wege zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen - Pathways to reduce food waste (REFOWAS)
Maßnahmen, Bewertungsrahmen und Analysewerkzeuge sowie zukunftsfähige Ansätze für einen nachhaltigen Umgang mit Lebensmitteln unter Einbindung sozio-ökologischer Innovationen - Volume 1
- 73 Thomas Schmidt, Sandra Baumgardt, Antonia Blumenthal, Bernhard Burdick, Erika Claupein, Walter Dirksmeyer, Gerold Hafner, Kathrin Klockgether, Franziska Koch, Dominik Leverenz, Marianne Lörchner, Sabine Ludwig-Ohm, Linda Niepagenkemper, Karoline Owusu-Sekyere, Frank Waskow
Wege zur Reduzierung von Lebensmittelabfällen - Pathways to reduce food waste (REFOWAS)
Maßnahmen, Bewertungsrahmen und Analysewerkzeuge sowie zukunftsfähige Ansätze für einen nachhaltigen Umgang mit Lebensmitteln unter Einbindung sozio-ökologischer Innovationen - Volume 2 (Anhang)
- 74 Jan T. Benthien, Susanne Gäckler, Martin Ohlmeyer
Entwicklung eines Verfahrens zur Bestimmung der Durchtrittbeständigkeit von Pferdebox-Ausfachungsbohlen sowie Entwicklung von Alternativen zu derzeit verwendeten Ausfachungsmaterialien für den Bau von Pferdeboxen
- 75 Sophie Drexler, Gabriele Broll, Axel Don, Heinz Flessa
Standorttypische Humusgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden Deutschlands





THÜNEN

Thünen Report 75

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de

ISBN 978-3-86576-208-5

