Albert-Ludwigs-Universität Freiburg
Fakultät für Umwelt und Natürliche Ressourcen

FVA Baden-Württemberg
Abteilung Boden und Umwelt

Bachelorarbeit

Erstkorrektor: Prof. Dr. Ulrich Kohnle

Zweitkorrektorin: Prof. Dr. Friederike Lang

Biochar als Bodenhilfsmittel bei Aufforstungen

Welchen Einfluss hat der Einsatz eines Holzkohle-Kompost-Gemischs oder reiner Holzkohle auf die Nährstoffverfügbarkeit und Bodenfeuchte eines sandigen Standortes im Oberrheingraben und kann so der Anwuchserfolg von *Quercus petraea* verbessert werden?

Abgabedatum: 01.09.2023

Vorgelegt von:
Juliane Marie Wüllenweber
Matrikelnummer: 5111 359
E-Mail-Adresse: juliane.wuellenweber@students.uni-freiburg.de
Studiengang: B.Sc. Umweltnaturwissenschaften

ABSTRACT

Biochar, also aus pflanzlichem Material durch Pyrolyse hergestellte Kohle, birgt allein und auch in Kombination mit einem organischen Dünger vielfältige Potentiale zur Aufwertung degradierter oder intensiv genutzter Böden. Inspiriert von den südamerikanischen Terra-Preta-Böden werden Biochar(-Gemische) mittlerweile auch für den Einsatz in der Forstwirtschaft diskutiert. Besonders in Regionen, in denen aufgrund des Klimawandels Dürreperioden häufiger werden und der Wald an seine klimatische Grenze stößt, könnte Biochar positive Wirkungen auf den Boden entfalten: In der Oberrheinebene, einem Hotspot des Klimawandels für Waldökosysteme, startete die FVA im April 2022 einen Feldversuch, der untersucht, welchen Einfluss die Pflanzlochzugabe von reiner Holzkohle (Biochar) und einem Holzkohle-Kompost-Gemisch auf die Bodenfeuchte, die chemischen Bodeneigenschaften und den Aufforstungserfolg von Traubeneichen (*Quercus petraea*) hat. Im Rahmen der vorliegenden Bachelorarbeit wurde den Forschungsfragen nachgegangen, wie sich die Behandlungen auf die Nährstoffverfügbarkeit ein Jahr nach Pflanzung auswirken, wie die Bodenfeuchte in 10 und 30 cm Tiefe im zeitlichen Verlauf beeinflusst wird und ob die Pflanzlochzugaben eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit der Jungbäume nach Ablauf des ersten Jahres nach sich ziehen. Für die Beurteilung der Nährstoffausstattung wurden Mischproben aus 10 - 30 cm Tiefe laboranalytisch auf ihren pH-Wert, die Konzentration austauschbarer Kationen sowie den C- und N-Gehalt hin untersucht. Grundlage für die Beurteilung der Bodenfeuchte waren kontinuierliche Bodenfeuchtesensordaten; eine Vitalitätsaufnahme im Mai 2022 gab Aufschluss über den Anwuchserfolg. Für beide untersuchten Flächen (sandige, saure, nährstoffarme und potentiell Al-toxische Standorte) wurde eine leicht verbesserte Nährstoffverfügbarkeit durch die Biochar-Zugabe und eine etwas stärker verbesserte Nährstoffverfügbarkeit durch die Holzkohle-Kompost-Zugabe gefunden. Der Pflanzprozess an sich hatte jedoch den stärksten positiven Effekt auf die Nährstoffausstattung, was durch eine starke Bodendurchmischung mit eventueller Verlagerung organischer Substanz erklärt wurde, und überlagerte womöglich die Effekte durch die Pflanzlochbehandlungen. Ein positiver Effekt auf die Bodenfeuchte wurde nur durch die Biochar-Zugabe gefunden, hier zeigte sich eine teilweise Erhöhung der absoluten Bodenwassergehalte. Tendenziell höhere relative Bodenfeuchte, Impulsantworten auf Niederschlagsereignisse sowie permanente Welkepunkte und Feldkapazitäten deuteten auf ein verändertes Porenspektrum mit wahrscheinlich erhöhter Porosität der so behandelten Standorte hin. Die Holzkohle-Zugabe verbesserte den Anwuchserfolg der Traubeneiche gegenüber der Kontrolle und auch gegenüber dem Holzkohle-Kompost-Gemisch auf einer Fläche signifikant, während die Gemisch-Variante keinen Effekt zeigte. Insgesamt waren die gefundenen Ergebnisse für alle Parameter nicht über beide Flächen hinweg konsistent, was weiterführende Untersuchungen zum Einfluss des Standorts auf die Wirkungsweise von Biochar-(Gemischen) anstößt. Zusammenfassend beleuchtete diese Arbeit das Potential, welches speziell Holzkohle-Kompost-Gemische für die Nährstoffaufwertung forstlich genutzter Böden haben. Reine Holzkohle hingegen empfahl sich tendenziell für die Verbesserung der Bodenfeuchte und Anwuchserfolge im Rahmen von Aufforstungen. Es deutete sich so an, dass die spezifische Auswahl des Biochar-enthaltenen Bodenhilfsmittels und dessen Design im Einzelfall der Anwendung entschieden werden muss.

INHALTSVERZEICHNIS

1 EINLEITUNG 1

1.1 Relevanz von Biochar-Gemischen als Bodenhilfsmittel 1

1.1.1 Eigenschaften von Terra Preta und Biochar 1

1.1.2 Mögliche Vorteile gegenüber der Bodenschutzkalkung 2

1.1.3 Besondere standortsbedinge Relevanz im Oberrheingraben 3

1.2 Stand der Forschung 4

1.3 Ziel der Arbeit und Forschungsfragen 5

2 MATERIAL UND METHODEN 7

2.1 Standort und Versuchsdesign 7

2.2 Chemische Bodenparameter 11

2.2.1 Bodenprobenahme und -aufbereitung 12

2.2.2 Laboranalytik 13

2.2.3 Statistische Auswertung 16

2.3 Bodenfeuchtedaten 18

2.3.1 Plausibilisierung der Rohdaten und Auswahl der Niederschlagsdaten 18

2.3.2 Normalisierung mithilfe der nutzbaren Feldkapazität 20

2.3.3 Statistische Auswertung 22

2.4 Vitalitätsaufnahme 22

3 ERGEBNISSE 24

3.1 Bodenphysikalische Parameter 24

3.2 Bodenchemische Parameter 24

3.3 Bodenfeuchte 29

3.4 Anwuchserfolg der Traubeneiche 35

4 DISKUSSION 37

4.1 Bodenphysikalische Parameter 37

4.2 Bodenchemische Parameter 38

4.2.1 Bodenchemische Standortseinschätzung vor der Pflanzung 38

4.2.2 Effekt durch die Pflanzung 40

4.2.3 Effekt durch die Holzkohle bzw. das Holzkohle-Kompost-Gemisch 42

4.3 Bodenfeuchte 47

4.3.1 Absolute Bodenwassergehalte 47

4.3.2 Relative Bodenwassergehalte 49

4.4 Anwuchserfolg der Traubeneiche 52

4.5 Unsicherheiten 54

5 FAZIT UND AUSBLICK 59

DANKSAGUNG 64

LITERATURVERZEICHNIS 65

ANHANG 71

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1	Bodenarten der Versuchsflächen im Gemeindewald von Graben-Neudorf	S. 7
Abb. 2	Versuchsdesign mit systematischer Zuordnung der Behandlungen zu den jeweiligen Bäumen	S. 10-11
Abb. 3	Bodenprobenahme	S. 12
Abb. 4	Messaufbau zur Bestimmung der KAK_{eff}	S. 15
Abb. 5	Beispielhafte Visualisierung der Residuen mithilfe des DHARMA-Pakets in R	S. 17
Abb. 6	Exemplarische Zeitreihen als Grundlage für die Plausibilisierung der Bodenfeuchte-Eingangsdaten	S. 20
Abb. 7	Beispiel für die manuelle Schätzung der Feldkapazität	S. 21
Abb. 8	Dichotome Vitalitätsaufnahme der zweijährigen Traubeneichen	S. 23
Abb. 9	Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes der Kationenaustauschkapazität pro Variante und Fläche	S. 26
Abb. 10	Zeitreihen der absoluten volumetrischen Bodenfeuchten [m^3/m^3], aufgeteilt nach Fläche, Tiefenstufe und Variante	S. 30
Abb. 11	Zeitreihen der relativen volumetrischen Bodenfeuchten [% nFK], aufgeteilt nach Fläche, Tiefenstufe und Variante	S. 31
Abb. 12	Differenzenvergleich der relativen Bodenfeuchten [% nFK], aufgeteilt nach Tiefe und Variante, auf Fläche 1	S. 33
Abb. 13	Differenzenvergleich der relativen Bodenfeuchten [% nFK], aufgeteilt nach Tiefe und Variante, auf Fläche 2	S. 34
Abb. 14	Skelettanteil einer Bodenprobe der Variante H	S. 37
Abb. 15	Pfahlwurzel der Kermesbeere	S. 56
Abb. 16	Vergleich zwischen manuell und per Funktion geschätzter FK	S. 57

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1	Abkürzungen der Varianten	S. 8
Tab. 2	Codierung der Signifikanzniveaus	S. 18
Tab. 3	Bodenphysikalische Parameter, die im Rahmen der Probenaufbereitung erhoben wurden	S. 24
Tab. 4	Überblick über die vor Pflanzung erhobenen chemischen Bodenparametern der beiden Versuchsflächen	S. 25
Tab. 5	Signifikanzniveaus des Vergleiches der Varianten N, K, H und G für die einzelnen bodenchemischen Parameter, aufgeteilt nach Fläche	S. 27-28
Tab. 6	Mittelwerte der relativen und absoluten Bodenfeuchte	S. 32
Tab. 7	Signifikanzniveaus des Vergleichs zwischen FK, PWP und nFK pro Fläche	S. 35
Tab. 8	Überlebensrate der Traubeneichen-Jungbäume ein Jahr nach Pflanzung	S. 36
Tab. 9	Signifikanzniveaus des Vergleiches der Überlebenswahrscheinlichkeiten ein Jahr nach Pflanzung, aufgeteilt nach Fläche und Stichprobengröße	S. 36

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

Al-Toxizität	Toxizität aufgrund des Vorkommens von Aluminium-Kationen
C/N-Verhältnis	Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff
d	Durchmesser
Gl.	Gleichung
ISE	*International Soil Analytical Exchange* (Programm zur Standardisierung analytischer Labore)
M	Molarität in mol/L
MAT	*Mean Annual Temperature* (Mittlere Jahresdurchschnittstemperatur)
NA	*Not Available* (nicht verfügbar)
rpm	*revolutions per minute* (Umdrehungen pro Minute)
VWC	*Volumetric Water Content* (Volumetrischer Wassergehalt)

1 EINLEITUNG

1.1 Relevanz von Biochar-Gemischen als Bodenhilfsmittel

1.1.1 Eigenschaften von Terra Preta und Biochar

Die „schwarze Erde“ Terra Preta ist berühmt geworden für ihre Fruchtbarkeit und die anthropogene Aufwertung nährstoffarmer tropischer Böden. Durch den Einfluss des Menschen wurden die in der Amazonas-Region auftretenden Ferralsole und Ultisole für die landwirtschaftliche Nutzung urbar gemacht, indem Beimengungen von verkohltem Holz, Ernteresiduen, Tierknochen und anderen organischen Abfällen mächtige humusreiche Böden entstehen ließen (Hue, 2020). Terra Preta gehört zu den *Pretic Anthrosols* und ist damit ein vom Menschen geprägter Boden, der sich vor allem durch einen humusreichen, schwarzen Oberboden und die Anreicherung von Holzkohle auszeichnet (Amelung et al., 2018; Hue, 2020). Dass die eigentlich kaum für landwirtschaftliche Zwecke geeigneten tiefgründig verwitterten, sauren und nährstoffarmen tropischen Böden durch die Zugaben von Kohle und organischem Material zu fruchtbaren und produktiven Standorten wurden, ließ Terra Preta zum Hoffnungsträger für breite Anwendungsgebiete der Bodenmelioration werden. Die erhöhte Fruchtbarkeit von Terra-Preta-Böden des Amazonas-Beckens gegenüber umliegenden Böden gleicher Bodenart und Mineralogie lässt sich auf eine Vielzahl von Wirkungseffekten zurückführen: Sie enthalten mehr organische Bodensubstanz, welche außerdem stabiler ist und eine längere Verweildauer hat, ihre Nährstoffausstattung ist besser, das Austausch- und Bindevermögen für Kationen ist erhöht, der pH-Wert weniger sauer und sie können Wasser besser speichern (Glaser et al., 2001). Zusätzlich zu den bodenverbessernden Qualitäten trägt die Stabilisierung organischer Bodensubstanz zur C-Sequestrierung und Reduktion von CO_2-Emissionen aus dem Boden bei (Li et al., 2018) und ist damit nicht zuletzt relevant für die Eindämmung des anthropogenen Klimawandels.

Eines der Bestandteile von Terra Preta, die Pflanzenkohle, wird auch als Biochar bezeichnet. Die *International Biochar Initiative* definiert Biochar als ein Festmaterial, das unter Sauerstoffausschluss durch thermochemische Umwandlung von Biomasse entsteht (International Biochar Initiative, 2015). Sie zeichnet sich durch eine große spezifische innere Oberfläche und variable Porengrößen aus (Hue, 2020). Während der Pyrolyse verändert der in der Biomasse enthaltene Kohlenstoff seine Struktur, es werden amorphe wie auch graphitähnliche C-Strukturen gebildet und der Kohlenstoffgehalt verringert sich auf etwa 50 % des Ausgangsgehaltes (Kocsis et al., 2022). Biochar enthält verschiedene Fraktionen: einerseits eine stabile Kohlenstofffraktion, die überwiegend amorph ist und aus konjugierten aromatischen Systemen mit vielen funktionellen Gruppen besteht (ebd.). Die aromatischen Strukturen sind der Grund für die hohe Stabilität und hohe Verweildauer des Kohlenstoffs (Gogoi et al., 2019). Außerdem kommen Cellulose- und Hemicellulose-Strukturen vor, die die labile Kohlenstofffraktion ausmachen und nicht vollständig bei der Pyrolyse verkohlt werden (Kocsis et al., 2022). Schließlich besteht die Aschefraktion aus den oxidierten Formen mineralischer Komponenten (ebd.).

Biochar kann in purer Form als Bodenhilfsmittel eingesetzt werden und wurde als solches bereits in vielfachen Studien untersucht, wie das Review von Jeffery et al. (2011) zeigt; Pflanzenkohle kann aber auch vor Einbringung in den Boden mit anorganischen oder organischen Düngern vermengt und damit aufgeladen werden (Jeffery et al., 2011; Schmidt, 2011). Diese Aktivierung dient der Bindung von Nährstoffen und Wasser an die großen inneren Oberflächen der als „Trägermittel“ (Schmidt, 2011) fungierenden Kohle. Das ist nötig, da reine Biochar dem Boden nur sehr kurzfristig Nährstoffe zur Verfügung stellt (Li et al., 2018) und sogar durch ein hohes C/N-Verhältnis die Mineralisation hemmen und dadurch pflanzenwichtiges Stickstoff immobilisieren kann (Chan & Xu, 2009). Eine Beladung mit organischen Düngern imitiert damit die in Terra-Preta-Böden vorherrschenden Bedingungen, indem neben der Kohle auch die Beimengungen organischen Materials berücksichtigt werden. Oftmals wird hierfür Kompost verwendet und die Vermischung mit Biochar erfolgt bereits zu Beginn der Kompostierung, was durch Synergieeffekte eine Aufwertung beider Materialien zur Folge haben kann (Antonangelo et al., 2021; Schulz et al., 2013). Mit Pflanzenkohle-Gemischen angereicherte Böden, welche die südamerikanischen Terra-Preta-Böden nachahmen, werden als Terra Preta Nova bezeichnet (Kern et al., 2009). Vereinfacht werden hier Gemische aus Pflanzenkohle und organischen Beimengungen (speziell in dieser Arbeit: Holzkohle-Kompost-Gemische) ebenfalls als Terra Preta bezeichnet.

1.1.2 Mögliche Vorteile gegenüber der Bodenschutzkalkung

Bislang konzentrierten sich die Untersuchungen zu den genauen Wirkungen der Bodenmelioration durch Biochar sowie durch Biochar-Gemische auf landwirtschaftliche Böden und Erfahrungen zur Wirkungsweise in der forstwirtschaftlichen Anwendung sind vergleichsweise rar (Li et al., 2018). Durch einseitige Bewirtschaftungsformen, Auswirkungen des Klimawandels und anderweitige anthropogene Umweltbelastungen sind viele Waldböden weltweit in einem schlechten Zustand. Als wichtigste Managementstrategie für langfristig gesunde Waldböden wird eine nachhaltige Waldbewirtschaftung durch Waldumbau und Nutzungsanpassungen diskutiert (von Wilpert, 2022). Angesichts der Rapidität der Umweltveränderungen bedarf es allerdings auch kurzfristiger Anpassungsstrategien wie etwa technischer Bodenhilfsmittel (ebd.). Ein bereits langjährig etablierter Ansatz ist hierbei die Bodenschutzkalkung, die der durch industrielle SO_2- und NO_x-Emissionen hervorgerufenen Bodenversauerung entgegenwirken soll (Jansone et al., 2020). Durch die Einbringung von CaO bzw. $CaCO_3$ erhöht sich die Basensättigung und Protonen werden neutralisiert: Der pH-Wert als zentrale bodenkundliche Steuerungsgröße wird angehoben, was vorteilhaft für eine Vielzahl von Bodenfunktionen ist. Der Einsatz von Pflanzenkohle-Gemischen als Bodenhilfsmittel in der Forstwirtschaft bietet möglicherweise vielversprechende Vorteile gegenüber der Kalkausbringung: Studien, die auf landwirtschaftlichen Böden der gemäßigten Zone durchgeführt wurden, zeigen, dass Biochar nicht nur den pH-Wert und die Basensättigung erhöht (Lévesque et al., 2022). Die aktiven Oberflächen der Pflanzenkohle können zusätzlich Nährstoffauswaschungen minimieren und bilden ein Habitat für das Edaphon (ebd.). Außerdem erhöht die Kohlezugabe den organischen Kohlenstoffgehalt; der zugegebene Kohlenstoff kann durch seine Stabilität und nach Verlagerung in die Tiefe zur C-Sequestrierung beitragen (ebd.). Anders als bei der Kalkung, die lediglich Ca^{2+}-Ionen und in

geringem Maße auch Mg^{2+} als Nährstoffe liefert, kann die Nährstoffausstattung des Bodens durch die Düngewirkung einer der Pflanzenkohle zugesetzten organischen Beimengung direkt verbessert werden (Antonangelo et al., 2021). Schließlich wirkt sich die Biochar-Zugabe auch positiv auf die Bodenstruktur und Wasserhaltekapazität aus (Lévesque et al., 2022). Unterschiede zur Kalkung ergeben sich darüber hinaus bezüglich der Applikation: Während Kalk großflächig, relativ kostengünstig, schnell und auch in bestehende Bestände ausgebracht werden kann, so beschränkt sich die Terra-Preta-Anwendung auf die Pflanzloch-Zugabe im Rahmen von Neupflanzungen. Dies birgt neben dem Nachteil einer aufwendigeren sowie zeitlich und räumlich eingeschränkteren Ausbringung auch den Vorteil einer möglichen Tiefenwirkung. Kalk kann nur oberflächlich ausgebracht werden und auch die Kalkwirkungen beschränken sich oftmals auf den Oberboden (Amelung et al., 2018). Ein weiterer vielversprechender Punkt ist die CO_2-Senkenfunktion von Biochar (Li et al., 2018), die im Kontrast zu den CO_2-Emissionen stehen, die bei der Kalkausbringung auftreten können (Fuentes et al., 2006). Schließlich muss jedoch eine fundierte Qualitätskontrolle der in Böden eingebrachten Pflanzenkohlen wie auch eventueller organischer Beimengungen erfolgen. Biochar kann polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs), volatile organische Verbindungen (VOCs) sowie kohlenstoffhaltige Nanopartikel enthalten, deren Eintrag in die Umwelt vermieden werden sollte (Dutta et al., 2017; Kocsis et al., 2022).

1.1.3 Besondere standortsbedinge Relevanz im Oberrheingraben

Der nördliche Oberrheingraben, wo die Versuchsflächen des Forschungsprojekts liegen, in dessen Rahmen diese Arbeit entstand, ist aus waldwissenschaftlicher Sicht ein Hotspot des Klimawandels (Spathelf et al., 2014). Steigende Temperaturen und veränderte Niederschlagsmengen und -verteilungen lassen dort Dürreperioden immer häufiger und in der Zukunft wahrscheinlicher werden (ebd.). Sandige Böden, wie sie im hier vorliegenden Untersuchungsgebiet vorkommen, sind wegen ihrer geringen Wasserspeicherkapazität (Amelung et al., 2018) besonders anfällig für meteorologische Dürren. Aufgrund dieser Standortsbedingungen hat der Einsatz eines Terra-Preta-Imitats und eine mögliche Erhöhung der Wasserretentionsfähigkeit in der untersuchten Region besondere Relevanz. Es wird angenommen, dass die im Rahmen der Klimaerwärmung auftretenden höheren Lufttemperaturen sich auch in einer verstärkten Mineralisierung organischer Bodensubstanz niederschlagen (Leirós et al., 1999). Die positiven Effekte von Biochar auf den organischen Kohlenstoffgehalt könnten deshalb ebenfalls relevant werden. Schließlich weisen sandige Böden mit niedrigem Ton- und Humusanteil generell geringe Kationenaustauschkapazitäten auf (Amelung et al., 2018). Auch die pH-Werte und Nährstoffvorräte sind auf solchen Böden grundsätzlich niedriger als auf Böden anderer Textur (ebd.). Diese Standortsvoraussetzungen lassen hier ein hohes Potential für den Einsatz von Pflanzenkohle-Gemischen vermuten.

1.2 Stand der Forschung

Die Wirkungsweisen von Biochar und Biochar-Gemischen beim Einsatz in der Forstwirtschaft sind bisher nicht vollständig verstanden. Insgesamt sind Waldböden in ihren physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften stark heterogen und unterscheiden sich grundlegend von Ackerböden (Luo et al., 2016). Deshalb lassen sich einerseits die Erkenntnisse der Effekte von Biochar und Biochar-Gemischen auf landwirtschaftliche Böden nur schwer auf Waldböden übertragen. Andererseits erschwert die Heterogenität der in Wäldern vorherrschenden bodenkundlichen Standortsbedingungen die Formulierung allgemeiner Aussagen zur Wirkungsweise von Pflanzenkohle(-Gemischen) auf Waldböden. In der Tat sind die bisher bekannten Effekte stark standorts- und pflanzenkohlespezifisch (Li et al., 2018): Sie sind abhängig von den vorliegenden chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften und außerdem abhängig vom Ausgangsmaterial der eingesetzten Kohle, der Prozesstemperatur und -dauer während der Pyrolyse, der Partikelgröße bei Ausbringung und der Applikationsmenge. Zusätzlich gibt es eine Abhängigkeit von der vorkommenden Baumart (Li et al., 2018; Thomas & Gale, 2015). Wird nicht reine Pflanzenkohle, sondern ein Pflanzenkohle-Kompost-Gemisch eingebracht, so kommen zusätzliche Variablen durch das Ausgangssubstrat des Kompostes und das Mischungsverhältnis Kohle zu Kompost hinzu (Antonangelo et al., 2021; Schulz et al., 2013). Außerdem besteht eine Wechselwirkung zwischen den Parametern der Biochar-Produktion und den Kompost-Eigenschaften (Antonangelo et al., 2021).

Die in Studien auf landwirtschaftlichen Böden gefundenen positiven Effekte von Biochar (Lévesque et al., 2022) auf die chemischen Bodeneigenschaften ließen sich bisher grundsätzlich auch in Waldböden finden, wie das Review von Li et al. (2018) zeigt. Häufig wurde ein Anstieg des pH-Wertes, der Kationenaustauschkapazität (KAK), der Menge pflanzenverfügbaren Kaliums und der organischen Kohlenstoffvorräte beobachtet. Vor allem auf nährstoffarmen Standorten war die Wirkung auf die Fruchtbarkeit groß. In sauren Böden wurde eine Komplexierung von Aluminium-Ionen und in geringem Maße auch Mangan durch die funktionellen Gruppen der Kohle gefunden. Die Anzahl funktioneller Gruppen ist dabei abhängig von der Pyrolyse: Je höher die höchste Prozesstemperatur (*Highest Treatment Temperature*, HTT), desto weniger funktionelle Gruppen besitzt das Endprodukt, wodurch sich sowohl die KAK als auch die Al-Komplexierung verringern (ebd.). Mit Alterung und Verwitterung nehmen diese aufgrund von Oxidationsprozessen jedoch zu, wodurch anzunehmen ist, dass die KAK von mit Biochar behandelten Böden langfristig ansteigt. Im Schnitt konnte eine 30%ige Erhöhung der Kationenaustauschkapazität durch Biochar-Zugabe auf Waldböden gefunden werden (Hue, 2020). Die Wirkungsweise von Pflanzenkohle als Nährstofflieferant ist stark vom Ausgangsmaterial abhängig, am wenigsten Nährstoffe wurden beim Einsatz von Holzkohle beobachtet, deren Pyrolyse eine hohe HTT hatte (ebd.). Als wichtigster freigesetzter direkt pflanzenverfügbarer Nährstoff wurde Kalium identifiziert, durchschnittlich 50 % des eingebrachten Kaliums waren wasserlöslich und direkt pflanzenverfügbar (ebd.). Wie bereits erwähnt, ist jedoch die zeitliche Verfügbarkeit aufgrund von Auswaschungsprozessen und durch die Aufnahme durch die Pflanzen kurz (ebd.).

Effekte von Biochar auf die Bodenfeuchte eines Waldstandortes konnten in mehreren Studien gezeigt werden (Li et al., 2018). Insgesamt ergab sich eine erhöhte Wasserretentionskapazität bei Biochar-Zugabe gegenüber einer Kontrolle (ebd.), diese Effekte sind jedoch stark von der Größe der eingesetzten Kohlepartikel und der Bodentextur abhängig (Hue, 2020): In lehmigen und tonigen Böden fördert Biochar das Vorkommen von Grobporen (ebd.) und hat damit eher eine positive Wirkung auf die Bodenbelüftung, während in grobkörnigen Sandböden die Porengröße verringert wird (ebd.). Deshalb ergibt sich eine erhöhte Bodenfeuchte durch Biochar-Applikation vor allem auf Standorten grobkörniger Textur (Atkinson, 2018; Hue, 2020; Li et al., 2018). Durchschnittlich erhöht Biochar die Bodenfeuchte um 10 - 30 %, wie das Review von Atkinson (2018) fand. Es ist jedoch unklar, ob diese erhöhten Wassergehalte in allen Fällen auch pflanzenverfügbar sind, da es bisher wenige Studien gibt, die Effekte auf die Bodenfeuchte zusammen mit Effekten auf die Vegetation untersucht haben oder die gemessenen Bodenwassergehalte in Bezug zum vorliegenden Matrixpotential gestellt haben. Dies ist ungeachtet der Tatsache, dass erhöhte Bodenwassergehalte oftmals als ursächlich für die erhöhte Produktivität eines mit Biochar behandelten Standortes angegeben werden (ebd.).

Eine Meta-Analyse von Thomas und Gale (2015) zum Einfluss von Biochar auf das Baumwachstum ergab einen durchschnittlichen Biomassezuwachs von 41 % durch eine Kohle-Zugabe. Besonders in sauren, grobkörnigen Böden war der Effekt hoch. Starke Effekte zeigten sich außerdem in frühen Wachstumsphasen, bei Angiospermen und in borealen und tropischen Wäldern. In späten Wachstumsphasen, bei Koniferen und in temperaten Wäldern waren die Effekte niedriger. Speziell für die Auswirkung von Biochar-Applikationen auf die Vitalität der Traubeneiche (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.) konnten keine Studien gefunden werden. Das Review von Juno und Ibáñez (2021) mittelte jedoch in Studien gefundene Effekte auf Gattungsebene und fanden eine Abnahme der Biomasse von *Quercus* bei Biochar-Applikation. Für die Eichenart *Quercus ilex* L. wurde ein negativer Effekt von Biochar auf die Überlebensrate gefunden (Carrari et al., 2018). Licht und Smith (2018) untersuchten den Effekt von Biochar auf die Wassernutzungseffizienz der Sumpfeiche (*Quercus palustris* MÜNCHH.). Sie konnten eine Erhöhung der Wassernutzungseffizienz bei Zugabe von 10 % Lignocellulose-Kohle im späten Frühjahr und frühen Herbst feststellen, was möglicherweise vitalitätsverbessernd wirken könnte. Alles in allem ist also die Studienlage rar, bei variablen Ergebnissen für die Gattung *Quercus*.

1.3 Ziel der Arbeit und Forschungsfragen

Insgesamt ergeben sich also weitreichende Forschungslücken für die Auswirkungen von Biochar auf Waldböden. Als zentrale forstwirtschaftlich relevante Größen der Fruchtbarkeit werden in dieser Arbeit die Nährstoffausstattung und Bodenfeuchte herausgegriffen und der Einfluss von Biochar auf diese untersucht. Es wird außerdem der Anwuchserfolg von Traubeneichen, eine bisher in diesem Zusammenhang kaum untersuchte Baumart, auf mit Biochar behandelten Standorten analysiert, da die Überlebensrate bei Aufforstungen von besonderer praktischer Relevanz ist. Auch sollen mögliche Effekte auf die Nährstoffausstattungen und Bodenfeuchten mit möglichen Effekten auf die Vitalität verknüpft werden. Generell ergibt sich aufgrund der Standorts-, Biochar- und Baumartenabhängigkeit von bisher bekannten Biochar-Wirkungsweisen

die Notwendigkeit zu einer Vielzahl von Untersuchungen, um auf die jeweiligen Bedingungen abgestimmte Praxisempfehlungen ableiten zu können. Schließlich konzentrierten sich viele Studien bislang nur auf den Einsatz von reiner Pflanzenkohle im Waldboden; in dieser Arbeit wird überdies auch ein Pflanzenkohle-Kompost-Gemisch eingesetzt, was als Terra-Preta-Analogon zusätzliches Potential verspricht.

Diese Arbeit ist in einen seit April 2022 laufenden Feldversuch der FVA, Abteilung Boden und Umwelt, eingegliedert. Ziel ist es, folgende Forschungsfragen zu beantworten:

I) Wie wirkt sich die Zugabe von Terra Preta bzw. Holzkohle ins Pflanzloch auf die Nährstoffverfügbarkeit ein Jahr nach Pflanzung aus?

II) Wie beeinflusst die Zugabe von Terra Preta bzw. Holzkohle ins Pflanzloch die Bodenfeuchte in 10 und 30 cm Tiefe?

III) Hat die Traubeneiche durch die Behandlung des Pflanzlochs mit Terra Preta bzw. Holzkohle nach einem Jahr eine höhere Überlebensrate als ohne Behandlung?

2 Material und Methoden

2.1 Standort und Versuchsdesign

Der Biochar-Feldversuch, in dessen Rahmen diese Arbeit entstand, geht zurück auf die Initiative der nördlich von Karlsruhe im Bundesland Baden-Württemberg gelegenen Gemeinde Graben-Neudorf. Damit begründet sich die Auswahl der Versuchsflächen, die zu eben diesem Gemeindewald gehören. Die Flächen liegen in der naturräumlichen Einheit der nördlichen Oberrheinebene, in der geologisch quartäre Lockersedimente (Kiese und Schotter) sowie Flugsande dominieren (*Geologische Übersichtskarte von Baden-Württemberg 1:500 000*, 1998). Klimatisch ist die Region geprägt von für Deutschland (Crespi et al., 2023) relativ hohen Jahresdurchschnittstemperaturen (MAT = 10,96 °C, eigene Berechnung für die Periode 1994 - 2023 nach Schmit (2023)), bei einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 824 mm (ebd.).

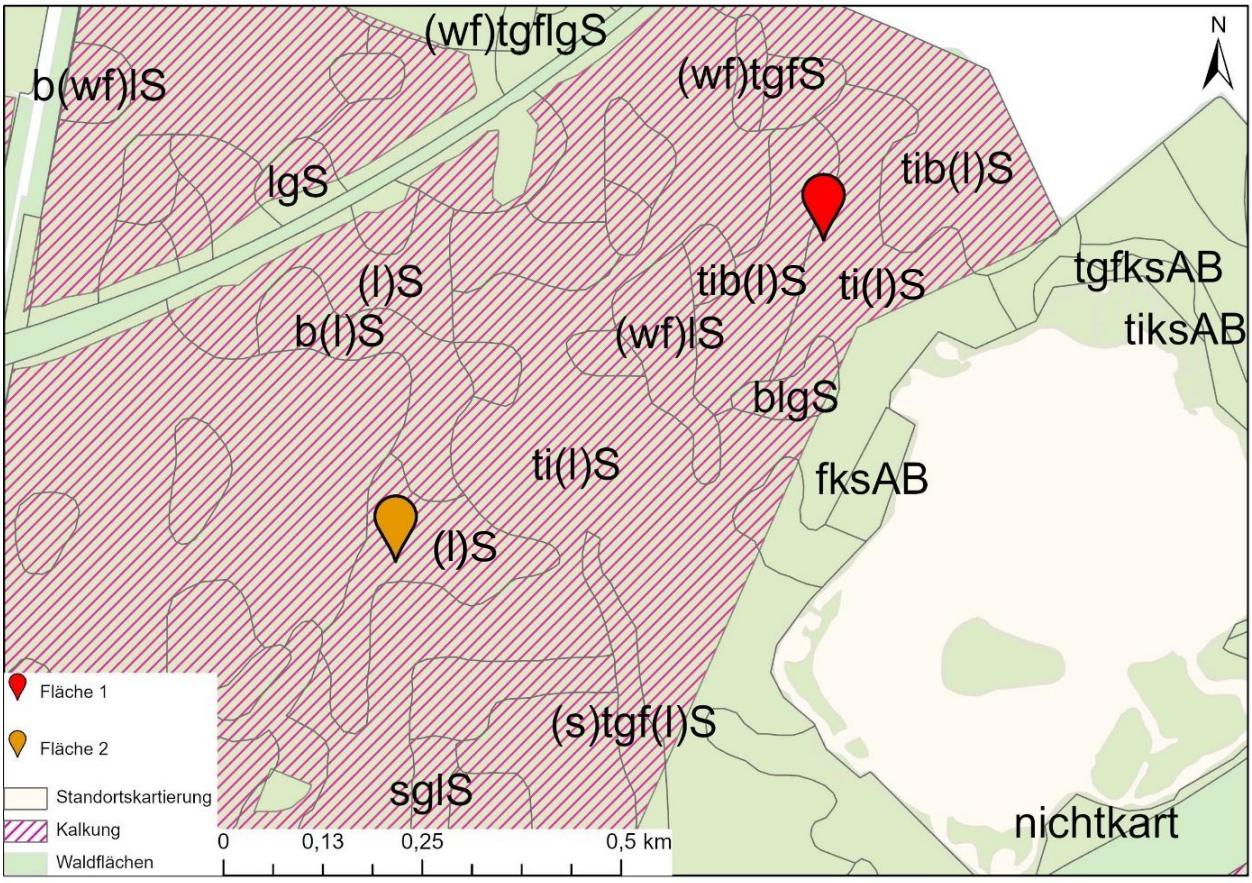


Abbildung 1: Bodenarten der Versuchsflächen im Gemeindewald von Graben-Neudorf. *Die Standortskartierung gruppiert Flächen gleicher Bodenart mithilfe grauer Linien. Dargestellt sind jeweils die Mittelpunkte der Versuchsflächen. Fläche 1 liegt zur Hälfte im tiefgründigen schwach lehmigen Sand (ti(l)S), zur Hälfte im tiefgründigen basenreichen schwach lehmigen Sand (tib(l)S). Fläche 2 wurde als schwach lehmiger Sand ((l)S) kartiert. Zu sehen ist außerdem, dass beide Flächen innerhalb eines Kalkungsareals liegen. Die Kalkung erfolgte zuletzt 2014. Eine vollständige Legende der Standortskartierung befindet sich in FVA Baden-Württemberg, Abteilung Waldnaturschutz (2021). (Quelle: Eigene Abbildung. Datengrundlage: Landesforstverwaltung BW/ForstBW, vorläufige Standortskartierung)*

Die Einrichtung der Versuchsflächen erfolgte durch die FVA, Abteilung Boden und Umwelt und wurde nicht selbst durchgeführt. Sie wird hier aber zusammenfassend beschrieben, da sie für das Verständnis und die Einordnung der Ergebnisse relevant ist.

Um die Repräsentativität des Versuches zu erhöhen, wurde dasselbe Versuchsdesign auf zwei verschiedenen Flächen angewandt, welche ca. 700 m Luftlinie voneinander entfernt liegen und sich in ihrer vorliegenden Bodenart leicht unterscheiden. Laut Standortskartierung (Abb. 1) liegt bei beiden Flächen ein schwach lehmiger Sand vor, der jedoch auf Fläche 1 tiefgründig (Verbraunungstiefe > 70 cm) und teilweise basenreich ist. Als Bodentypen kommen auf beiden Standorten schwach podsolige Braunerden und Bänder-Parabraunerden vor (FVA Baden-Württemberg, Abteilung Waldnaturschutz, 2021). Eine eigene Bodenartkartierung der entnommenen Proben ergab für beide Flächen nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005) einen sandigen Sand, wobei auf Fläche 1 ein mittelsandiger Feinsand vorlag und auf Fläche 2 ein feinsandiger Mittelsand. Beide Flächen unterlagen in der Vergangenheit einer forstwirtschaftlichen Nutzung, mit Kiefern (*Pinus spp.* L.) als Hauptbaumarten und vereinzeltem Laubholz wie Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.), Gemeine Hasel (*Corylus avellana* L.) und Eiche (*Quercus spp.* L.) (S. Schmidt, Persönliche Mitteilung, 12. Juli 2023). Im Jahre 2014 wurden beide Flächen zuletzt gekalkt (Abb. 1). Nach Räumung der Flächen im Februar 2022 startete der Biochar-Versuch Ende März desselben Jahres.

Hierfür wurden einjährige Setzlinge der Traubeneiche (genaue Herkunft siehe Anhang A, Tab. 10) gepflanzt und drei verschiedenen Behandlungen unterzogen: Der Bodenaushub von einem Drittel der Pflanzlöcher wurde mit Holzkohle im Volumenverhältnis 5:1 (Bodenaushub zu Holzkohle) vermengt, ein weiteres Drittel wurde mit Bodenaushub und einem Holzkohle-Kompost-Gemisch (ebenfalls Verhältnis 5:1) gefüllt und das restliche Drittel wurde mit reinem Bodenaushub versehen (Kontrolle). Diese drei Varianten werden im Ergebnisteil mit den in Tabelle 1 vermerkten Abkürzungen bezeichnet. Vor Pflanzung wurden Bodenproben entnommen (siehe auch Abschnitt 2.2.1), welche als „Null“-Wert ebenfalls Eingang in die Auswertung finden (Tab. 1).

Tabelle 1: Abkürzungen der Varianten. *Die drei verschiedenen Behandlungen des Bodenaushubs bei Pflanzung der Traubeneichen sind mit den Buchstaben K, H und G abgekürzt, die Probenahme des Bodens vor Pflanzung mit dem Buchstaben N. Der Einfachheit halber wird die Variante G auch als Terra Preta bezeichnet, auch wenn es sich nicht im eigentlichen um den in Südamerika vorkommenden Terra-Preta-Boden handelt.*

Variante	Abkürzung
Vor Pflanzung („Null“)	N
Kontrolle	K
Holzkohle	H
Holzkohle-Kompost-Gemisch (Terra Preta)	G

Die bei der Pflanzung ausgehobenen Pflanzlöcher besaßen einen ungefähren Durchmesser von 0,4 Metern, bei einer ungefähren Tiefe von 0,5 Metern. Auf beiden Flächen wurden fünf Bäume pro Variante für die Installation von Bodenfeuchtesonden in 10 und 30 cm Tiefe ausgewählt, insgesamt nehmen also auf jeder Fläche 30 Sonden die Bodenfeuchte auf (die genaue Produktbezeichnung der Sonden sowie alle weiteren Geräte- und Softwarebezeichnungen finden sich in Anhang A, Tab. 10). Zusätzlich wurde eine Niederschlagskippwaage pro Fläche installiert. Die mit den Sonden verbundenen Logger speichern die Daten in einem Messintervall von einer

Stunde; im Regelfall ist ein Logger mit vier Sonden (zwei Bäume, pro Baum jeweils zwei Tiefen) verbunden (Abb. 2). Alle verbauten Bodenfeuchtesensoren funktionieren nach dem gleichen Messprinzip: Als kapazitive Sensoren messen sie die Dielektrizitätskonstante ε des umgebenden Mediums (Eller & Denoth, 1996). Im vorliegenden Fall fungiert der Boden als Dielektrikum, also als das Medium, in dem Ladungsträger frei beweglich sind. Der Wassergehalt des Bodens steuert die Permittivität, sodass unter der Annahme, dass die Dielektrizitätskonstante der Bodenfestsubstanz konstant ist, eine direkte Beziehung zwischen ε und der Bodenfeuchte besteht (ebd.). Die Sonden sind jeweils Kondensatoren und enthalten damit zwei voneinander isolierten Elektroden, die Energie speichern können und deren Ladungszeit proportional zur Dielektrizitätskonstante ist. Vor Messbeginn musste im vorliegenden Bodenprofil eine Eichung erfolgen, um die Beziehung zwischen Dielektrizitätskonstante und tatsächlich vorliegendem Wassergehalt zu spezifizieren (Gardner et al., 1998). Die Bodenfeuchte wird dann als volumetrischer Wassergehalt (VWC, Θ) in m^3/m^3 ausgegeben (Gl. 1).

$$VWC = \frac{V_w}{V_g} \; mit \; V_g = V_f + V_p \qquad [1]$$

$$wobei \; V_w: Volumen \; des \; Bodenwassers,$$

$$V_g: Volumen \; des \; Gesamtbodens,$$

$$V_f: Volumen \; der \; Festsubstanz,$$

$$V_p: Volumen \; des \; Porenanteils$$

Regionales Kiefern-Stammholz diente als Ausgangsmaterial für die Holzkohle, welche die Bürgerinitiative „HumuStutensee“ in einem mobilen Pyrolyseofen mit 1,5 m^3 Fassungsvermögen herstellte. Für den Prozess der Verkohlung wird organisches Material unter Sauerstoffausschluss erhitzt: Zunächst verdampft das im Holz enthaltene Wasser, bevor ab einer Prozesstemperatur von etwa 380 °C (SPSC GmbH Carbon Technology, 2023) die eigentliche Pyrolyse beginnt, bei der die im Holz enthaltenen Polymere thermochemisch zu Kohle umgewandelt werden (Lord & Pfannkoch, 2014). Dabei entstehen auch volatile Komponenten, welche in dem hier verwendeten Pyrolyseofen in eine benachbarte Brennkammer geleitet werden, wo sie unter Sauerstoffzufuhr verbrennen (SPSC GmbH Carbon Technology, 2023). Dieser Verbrennungsprozess liefert die nötige thermische Energie für die Verkohlung, sodass die Pyrolyse selbstbegrenzend ist und dann endet, wenn keine holzeigenen Gase mehr entweichen (ebd.). Im Schnitt dauert das hier angewandte Verfahren drei bis vier Stunden, bei einer mittleren Pyrolysetemperatur von 800 bis 900 °C (R. Dick, Persönliche Mitteilung, 28. Juni 2023). Beim Verkohlungsprozess verringert sich das Volumen des Ausgangsmaterial etwa um zwei Drittel (ebd.).

Die Partikelgröße der entstandenen Kohlestücke war stark heterogen und wurde nicht eindeutig dokumentiert; vor Einbringung in den Boden wurde die Holzkohle allerdings noch mechanisch mithilfe eines Stampfers zerkleinert. Jedoch konnte die Partikelgröße unter der Annahme, dass die physikalische Verwitterung seit der Pflanzung 2022 lediglich zu einer minimalen Verkleinerung

der Partikel führte, aus dem im Frühjahr 2023 entnommenen Probenmaterial abgeschätzt werden: Die Größe der Kohlepartikel lag ungefähr im Bereich von <1 mm bis 5 cm, wobei der Großteil der Partikel einen Durchmesser von <1 mm bis 1,5 cm aufwies. Zur Herstellung des Holzkohle-Kompost-Gemischs als Terra-Petra-Analogon wurde Schnittgut, größtenteils bestehend aus Blatt- und Zweigwerk, vier bis fünf Monate lang zusammen mit der hergestellten Holzkohle im Verhältnis 5:1 (Kompost zu Holzkohle) kompostiert. Vor Beginn der Kompostierung wurde das organische Material samt Kohle zur Zerkleinerung und Vermischung mit einem Frontlader-Schlepper überfahren. Der Kompost als stickstoffreicher Nährstofflieferant und Feuchtigkeitsspender übernimmt die Funktion der Biochar-„Aufladung“ (Antonangelo et al., 2021; Schulz et al., 2013).

Die Versuchsanordnung und Zuordnung der Behandlungen zu den jeweiligen Jungbäumen erfolgten systematisch (Abb. 2), um der Vermischung des zu untersuchenden Effekts (Prädiktor: *Treatment*) mit einem möglichen Effekt durch die Lage als ungewolltem Prädiktor entgegenzuwirken. Um jeden behandelten Baum befindet sich ein Pufferstreifen von einem unbehandelten Baum, um seitliche Einflussnahmen der Varianten untereinander zu minimieren. Da nach Pflanzung aller für den Versuch vorgesehenen und mit individuellen Nummern versehenen Bäume noch Substrat übrig war, wurden im seitlichen Randgebiet auf jeder Fläche noch weitere 25 Bäume pro Variante nach demselben Versuchsdesign gepflanzt.

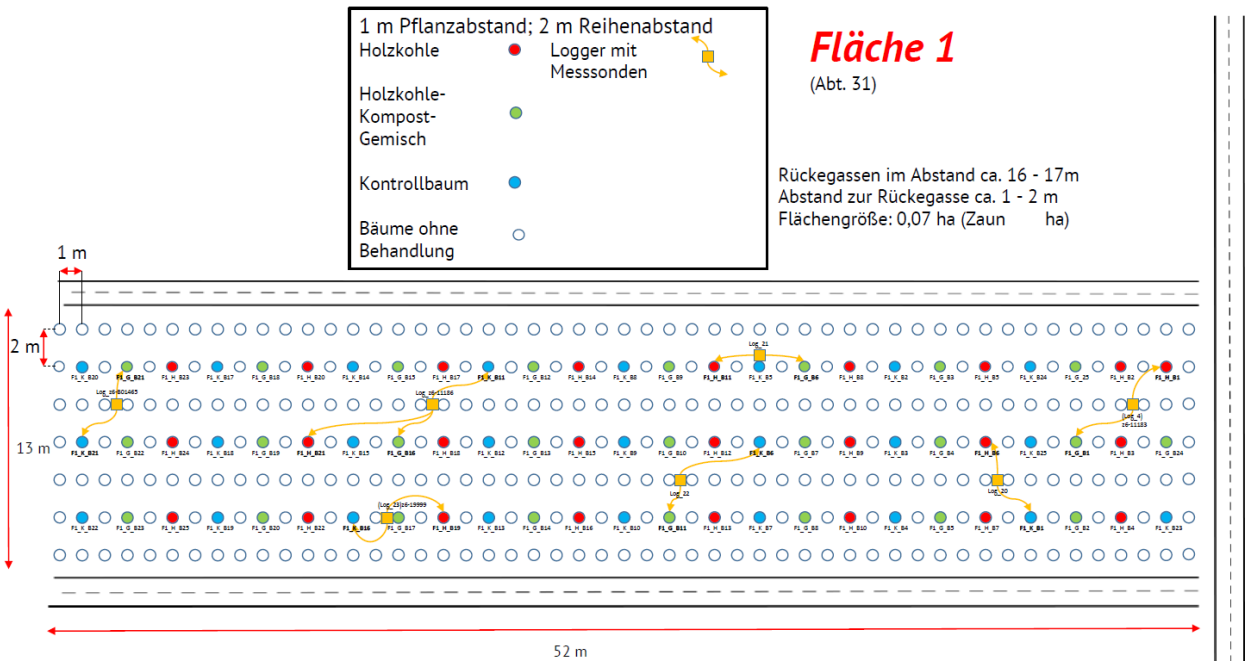


Abbildung 2: Versuchsdesign mit systematischer Zuordnung der Behandlungen zu den jeweiligen Bäumen. *Auf jeder Fläche wurden je 25 Traubeneichen pro Variante gepflanzt, um jeden behandelten Baum herum findet sich eine Pufferzone mit einem unbehandelten Baum in alle Richtungen. Bei jeweils fünf Bäumen pro Variante und Fläche sind Bodenfeuchtesensoren in 15 und 30cm Tiefe installiert. (Quelle: Abbildung von Simon Schmidt)*

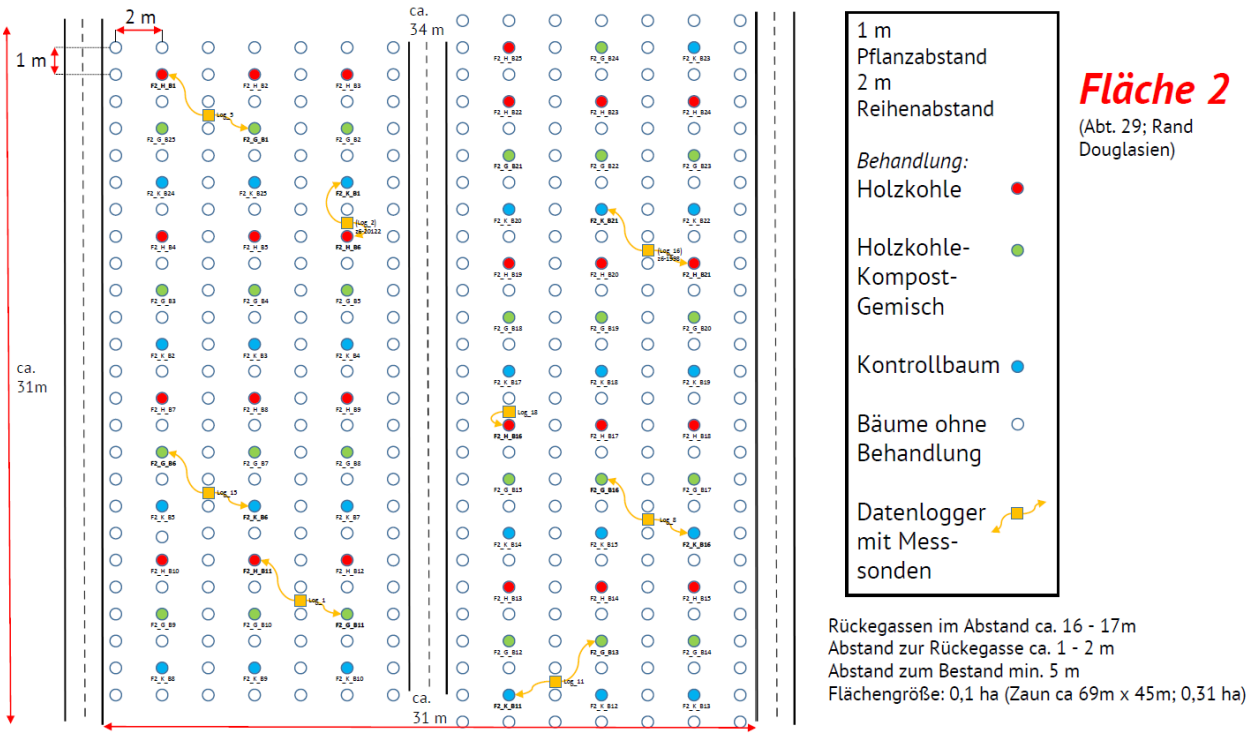


Abbildung 2 (Fortsetzung): Versuchsdesign mit systematischer Zuordnung der Behandlungen zu den jeweiligen Bäumen. *Auf jeder Fläche wurden je 25 Traubeneichen pro Variante gepflanzt, um jeden behandelten Baum herum findet sich eine Pufferzone mit einem unbehandelten Baum in alle Richtungen. Bei jeweils fünf Bäumen pro Variante und Fläche sind Bodenfeuchtesensoren in 15 und 30cm Tiefe installiert. (Quelle: Abbildung von Simon Schmidt)*

Im Laufe der ersten Vegetationsperiode nach Pflanzung wurden die Traubeneichen-Setzlinge zu drei Zeitpunkten bewässert. Die erste Bewässerung erfolgte am ersten und zweiten Tag nach Pflanzung, wobei circa 8 Liter pro Pflanze ausgebracht wurden. Aufgrund von Dokumentations- und Kommunikationsschwierigkeiten muss jedoch davon ausgegangen werden, dass nicht jede Pflanze die gleiche Menge Wasser erhielt. Die Bäume der Fläche 1 wurden außerdem am 26.07.22 und am 26.08.22 mit je 10 Liter Wasser bewässert, die Bäume der Fläche 2 bekamen dieselbe Menge am 19.07.22 und am 25.08.22.

2.2 Chemische Bodenparameter

Zur Beurteilung der Nährstoffverfügbarkeit wurden mehrere chemische Bodenparameter erfasst. Diese umfassen den pH-Wert, gemessen in Wasser (H_2O) und Kaliumchlorid (KCl), die Konzentration austauschbarer Kationen (sowohl einzeln als auch zur Kationenaustausch-kapazität aufsummiert), den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt sowie das C/N-Verhältnis. Die Probenahme und -aufbereitung erfolgte im Rahmen eines Praktikums vor Beginn der Bachelorarbeit. Die chemische Laboranalytik wurde während der Bachelorarbeit durchgeführt, die CN-Analytik wurde jedoch dankenswerterweise vom Laborteam der FVA, Abteilung Boden und Umwelt übernommen.

2.2.1 Bodenprobenahme und -aufbereitung

Die Bodenproben wurden am 28.4.2023 mithilfe eines Wurzelbohrers (*d* = 5,5 cm) aus 10 bis 30 cm Tiefe entnommen (Abb. 3). Pro Fläche wurden jeweils fünf Bäume der jeweiligen Behandlung beprobt: Das Probenmaterial von je drei Bohrungen pro Pflanzloch wurde zu einer Mischprobe vermengt. Im Anschluss an eine viertägige Lagerung im Kühlraum bei ca. 5 °C wurden die Proben eine Woche lang bei 60 °C im Trockenschrank getrocknet.

Abbildung 3: Bodenprobenahme. *(A) Entnahme einer Bodenprobe mithilfe des Wurzelbohrers, im Vordergrund zu sehen ist eine Traubeneiche mit bereits leichten geöffneten Knospen. (B) Morphologischer Eindruck einer Bodenprobe der Variante H. Die Proben wurden nach Entnahme im Wurzelbohrer mit einem Spatel begradigt, sodass der halbe Bohrerzylinder mit Boden gefüllt war. Anschließend wurde die Tiefenstufe 10-30 cm mit dem Zentimetermaß identifiziert und das restliche Probematerial verworfen. (Quelle: Eigene Abbildung)*

Diese nun lufttrockenen Proben mit entsprechendem Restwassergehalt wurden anschließend per Hand gesiebt (Maschenweite 2 mm). Ziel der Siebung ist die Trennung des Feinbodens (Partikelgröße <2 mm) vom Bodenskelett (Partikelgröße >2 mm), da die Feinfraktion aufgrund ihres hohen Oberflächen-Volumen-Verhältnisses maßgeblich die chemischen Bodeneigenschaften bestimmt (Blume et al., 2011). Zusätzlich wird so die Entnahme repräsentativer Probenvolumina erleichtert. Das Gesamtgewicht der einzelnen Proben wie auch das Gewicht des Fein- und Grobbodens wurde ermittelt, um eine Abschätzung des Skelettanteils vornehmen zu können. Aufgrund der starken Inhomogenität des Probenmaterials erfolgte die Aliquotierung mithilfe eines Probenteilers (Speed = 35, Zeit = ca. 6 Minuten). Die Hälfte des Materials wurde für die Analytik des pH-Wertes und der Kationenaustauschkapazität zurückgestellt. Ein Viertel wurde unter Zuhilfenahme einer Planeten-Kugelmühle gemahlen und diente als Ausgangsmaterial für die CN-Analytik. Das restliche Viertel wurde für eventuelle weitere Untersuchungen aufbewahrt.

2.2.2 Laboranalytik

2.2.2.1 pH-Wert

Für die Messung des pH-Wertes wurden jeweils 5 mL Probenmaterial in PE-Reagenzgefäße gegeben. Da angenommen wurde, dass die Dichten der Feinbodenproben aufgrund der Inhomogenität des Bodens wie auch aufgrund der unterschiedlichen Behandlungen variieren, wurde zusätzlich die Masse der 5 mL-Proben bestimmt. So konnte eine Abschätzung der Dichten vorgenommen werden. Pro Probe wurde grundsätzlich zweifach Probenmaterial in Reagenzgefäße überführt, einmal für die pH-Wert-Bestimmung in Wasser und einmal für diese in KCl; bei einigen Proben erfolgte darüber hinaus noch die Vorbereitung eines dritten und vierten Reagenzes. Diese dienten dazu, einige Messwiederholungen bei ausgewählten Proben durchzuführen und die Messunsicherheit abschätzen zu können. Bei durchweg großen Abweichungen der Messwerte beider Messdurchgänge wäre eine zweite und dritte Wiederholung jeder Probe angestrebt worden.

Es wurden anschließend 25 mL destilliertes, leicht entgastes Wasser, beziehungsweise 25 mL 1 M KCl-Lösung zugegeben, bei 175 rpm für 5 - 10 Minuten auf dem Schüttler durchmischt und über Nacht stehen gelassen. Am nächsten Tag wurde der pH-Wert mithilfe eines automatisierten pH-Meters mit pH-Glaselektrode bestimmt. Vor Messbeginn wurde mit pH = 4 und pH = 7 kalibriert, als Standard diente ISE 980. Die Mittelwertbildung der Messwiederholungen erfolgte nach Rückrechnung der logarithmischen pH-Skala auf die lineare Skala der Protonenkonzentration.

2.2.2.2 Effektive Kationenaustauschkapazität

Die Kationenaustauschkapazität wurde bei annähernd bodeneigenem pH-Wert bestimmt (effektive Kationenaustauschkapazität, KAK_{eff}), was Rückschlüsse auf die tatsächlich im Boden vorliegenden Nährstoffvorräte erlaubt (FVA Baden-Württemberg, Abteilung Boden und Umwelt, 2021). Das ist gegeben dadurch, dass die 1 M NH_4Cl-Lösung, mit der die Kationen ausgetauscht werden, einen pH-Wert von 4,65 bis 4,8 aufweist (ebd.) und sich damit im pH-Bereich des vorliegenden Sandbodens bewegte. Das für diese Arbeit angewandte Austauschprinzip beruht auf einer Perkolation, bei der die einfach positiv geladenen Ammonium-Ionen die an den Oberflächen der Bodenfestsubstanz austauschbar sorbierten Kationen austauschen und in die perkolierende Lösung auswaschen.

Zur Vorbereitung für die Analyse wurden 10 mL-Spritzen mit einem Glasfaserfilter bestückt und mit 1 M NH_4Cl-Lösung gespült, um Verunreinigungen zu vermeiden. Anschließend wurden 3 mL Quarzsand auf die Filterpapiere gegeben, welcher als inertes Material mit großer Porenweite die Perkolation verbessern soll; auch hier erfolgte eine Konditionierung des Materials mit 1 M NH_4Cl. Es wurden 2,5 g getrocknetes und gesiebtes Probenmaterial in die Spritzen eingewogen. Über eine zu diesem Zeitpunkt noch abgeklemmte Schlauchverbindung wurden die Spritzen an 100 mL-Messkolben angeschlossen. Die Probe wurde mit 1 M NH_4Cl-Lösung so weit benetzt, dass sich ein Überstand von etwa 2 mL bildete. Etwa 30 Minuten später, nach kompletter Befeuchtung des Bodens, wurden Boden und Quarzsand unter Zuhilfenahme eines Glasstabes

vermengt. Am nächsten Tag wurden mit 80 mL 1 M NH_4Cl-Lösung gefüllte PE-Flaschen auf die Spritzen gesetzt, bevor die Perkolation durch Öffnen der Schlauchklemmen gestartet wurde. Der Messaufbau ist in Abbildung 4 zu sehen. Es wurde angestrebt, alle Proben gleich schnell durchlaufen zu lassen (etwa 7 Tropfen pro Minute). Aufgrund der Heterogenität des Probenmaterials ergab sich allerdings eine Spannweite der Perkolationsdauern von 1,5 bis 3,5 Stunden. Nach Abschluss des Durchlaufs wurden die Messkolben mit 1 M NH_4Cl -Lösung auf 100 mL aufgefüllt und geschwenkt. Von jeder Probe wurden etwa 20 mL in 25 mL-Messgefäße für die pH-Wert-Bestimmung abgefüllt, anhand derer die Konzentration der ausgetauschten H^+-Ionen erfolgte.

Messwiederholungen erfolgten bei jeder dritten Probe, um wiederum eine Abschätzung des Messfehlers treffen und bei Bedarf weitere Wiederholungen anstoßen zu können. Als Standard diente erneut ISE 980. Zusätzlich wurde ein Blindwert analysiert: Die im Perkolat der Blindprobe gemessenen Kationen-Konzentrationen wurden von den Konzentrationen der Bodenproben-Perkolate abgezogen. Außerdem diente der Blindwert dazu, die Konzentration der durch NH_4^+ ausgetauschten H^+-Ionen der Bodenproben mittels Differenz zur H^+-Konzentration der Blindprobe ermitteln zu können.

Die Analyse der Kationen-Konzentrationen im Perkolat erfolgte per optischer Emissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-OES). Im ICP werden die zu untersuchenden Lösungen zunächst zu Aerosolen verdampft und in Argon-Plasma eingeleitet, in welchem eine Temperatur von 6.000 bis 10.000 K herrscht. Durch die hohe thermische Energie werden die eingeleiteten Aerosole atomisiert, ionisiert und deren Elektronen schließlich auf höhere Energieniveaus angehoben. Anhand der charakteristischen Spektren der emittierten Strahlung, die entsteht, wenn die angeregten Elektronen wieder auf niedrigere Energieniveaus zurückfallen, kann auf die Konzentration der jeweiligen Elemente geschlossen werden. Die Umrechnung der Konzentrationen [mg/L] in die Zieleinheit $\mu mol_c/g$ erfolgte automatisch durch das Laborprogramm. Für die Messwiederholungen wurde dieser Rechenschritt manuell nach Gleichung 2 (verändert nach FVA Baden-Württemberg, Abteilung Boden und Umwelt, 2021) vorgenommen, da deren Messergebnisse nicht im Laborprogramm erfasst wurden.

$$I = \frac{c * V}{m * \frac{M}{z}} \qquad [2]$$

$$wobei\ I: Ionenäquivalent\ [\frac{\mu mol_c}{g}],$$

$$c: Konzentration\ \left[\frac{mg}{L}\right],$$

$$V = 100\,mL\ (Extraktionsvolumen),$$

$$m = 2{,}5\,g\ (Einwaage),$$

$$M: molare\ Masse,$$

$$z: Wertigkeit$$

Der pH-Wert der Proben wurde per pH-Glaselektrode bestimmt und anschließend in die H^+-Konzentration umgerechnet ($[H^+] = 10^{-pH}$). Die Umrechnung von [mg/L] in [µmolc/g] erfolgte analog anhand von Formel 2.

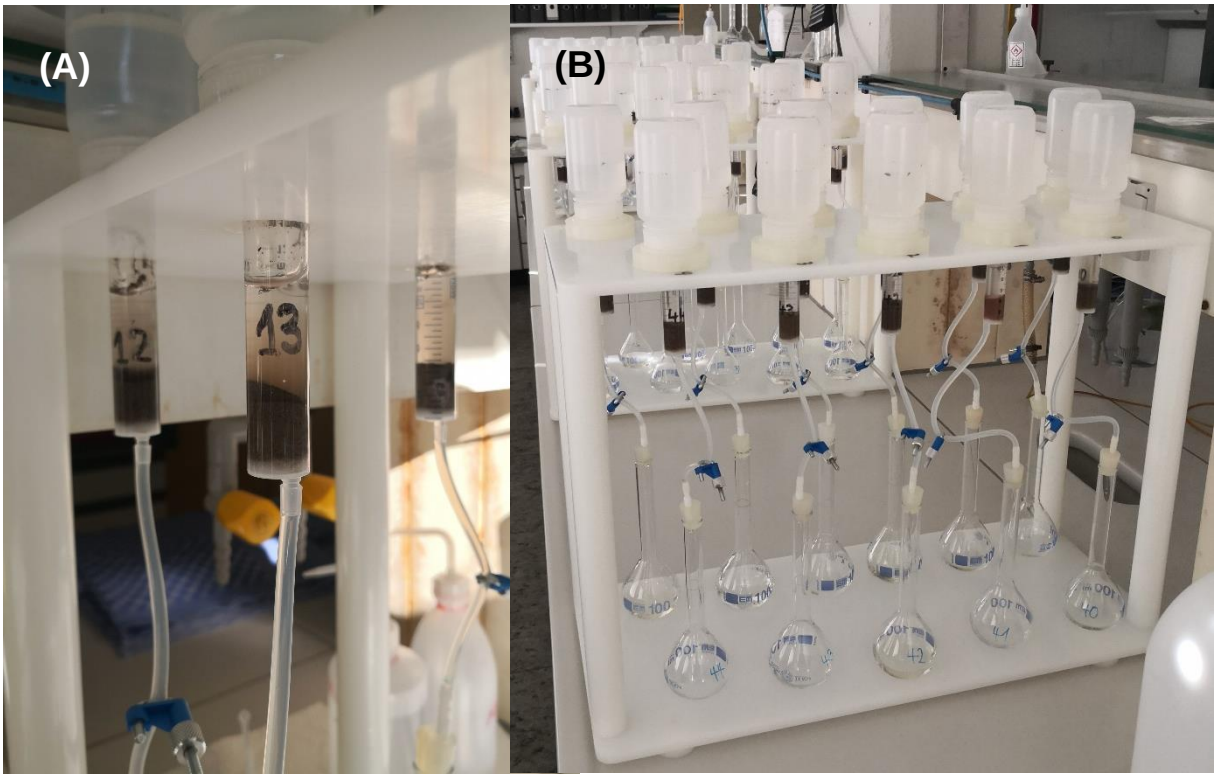


Abbildung 4: Messaufbau zur Bestimmung der $KAK_{eff.}$ *(A) Einzelansicht der Spritzen, in der 1M NH_4Cl-Lösung durch das mit Quarzsand vermengte Probenmaterial perkolierte. (B) Gesamtansicht des Aufbaus, samt aufgesetzten PE-Flaschen mit 1M NH_4Cl-Lösung und Schlauchverbindung zu den Messkolben, in denen das Perkolat aufgefangen wurde. (Quelle: Eigene Abbildung)*

2.2.2.3 Kohlenstoffgehalt, Stickstoffgehalt, C/N-Verhältnis

Für die Bestimmung des Kohlenstoffs- und Stickstoffgehaltes wurden die gemahlenen Bodenproben im Elementaranalysator analysiert. Es wurde 1 g gemahlenes Probenmaterial der Variante H, bzw. 1,2 g Boden der Varianten K und G in Schmelztiegel eingewogen; im Messgerät erfolgte dann die Verbrennung der Proben bei 950 °C. Die bei der Verbrennung entstehenden Gase CO_2 und NO_x wurden über einen Wärmeleitfähigkeitsdetektor quantifiziert (Elementar Analysensysteme GmbH, 2023; Lang & Kayser, 2021). Aus dem Gewicht der Einwaage und der Menge an entstandenem CO_2 bzw. NO_x errechnete sich der Kohlenstoff- bzw. Stickstoffgehalt [g/kg] der Proben; das C/N-Verhältnis ergab sich durch die Division von Kohlenstoffgehalt und Stickstoffgehalt.

Aufgrund der vereinzelt recht hohen pH-Werte der Proben (> 6,2) wurde zusätzlich zum Gesamtkohlenstoffgehalt auch der Gehalt anorganischen Kohlenstoffs bei einer

Verbrennungstemperatur von 530 °C bestimmt, um möglicherweise enthaltene Carbonate zu quantifizieren. Die Einwaage betrug hier bei allen Proben 1 g. Bei einer Temperatur von 530 °C oxidiert allein der organische Kohlenstoff zu CO_2, sodass aus der Differenz des bei 950 °C gemessenen Kohlenstoffgehaltes und des bei 530 °C gemessenen Kohlenstoffgehaltes der anorganische Kohlenstoffgehalt ermittelt werden konnte.

2.2.3 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte in R (Beispielcode hierzu befindet sich in Anhang D). Pro Variante und Fläche wurden die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes der einzelnen Parameter berechnet und grafisch dargestellt. Die jeweiligen Parameter wurden als kontinuierliche Antwortvariablen in eine Regression mit einem kategorialen Prädiktor (dem *Treatment*) eingespeist. Zusätzlich zu den Varianten K, H, G wurde die Probenahme vor Pflanzung der Bäume als Variante N aufgenommen. Somit hatte der kategoriale Prädiktor vier Level. Die Regressionen wurden mithilfe eines GLMs (*Generalized Linear Model*) gerechnet. Um alle vier Level in ihren Unterschieden zueinander untersuchen zu können, wurden jeweils mehrere Regressionen durchgeführt: Das in R implementierte GLM nutzt stets den alphanumerisch ersten Faktor als y-Achsenabschnitt (*intercept*), sodass die Varianten iterativ umbenannt wurden und eine Regression mit je einer anderen Variante als *intercept* gerechnet wurde. Zunächst wurde eine Normalverteilung für alle Antwortvariablen (also alle analysierten chemischen Bodenparameter) angenommen, da es sich bei den vorliegenden Parametern um kontinuierliche Daten handelte und die Normalverteilung keine Einschränkung des Definitionsbereiches mit sich bringt (Dormann, 2017).

Diese gefitteten Modelle wurden dann im Rahmen der Modelldiagnostik überprüft, wo nötig wurden Alternativmodelle formuliert. Als erstes wurden die Residuen, also die Abweichung der modellierten Werte von den tatsächlichen Werten (ebd.), mithilfe des R-Pakets DHARMa (Hartig, 2022) dargestellt. Dieses bedient sich zweier Visualisierungen: Es wird ein Quantilen-Quantilen-Plot ausgegeben (QQ-Plot), bei dem die Residuen der beobachteten Werte gegen die Residuen der aufgrund der angenommenen Verteilung erwarteten Werte entsprechend ihren Quantilen aufgetragen sind (Abb. 5A). Im Falle eines perfekten Fits liegen die Datenpunkte auf der 1:1-Gerade. Dargestellt in diesem Plot ist außerdem das Ergebnis des Kolmogorov-Smirnov-Tests (KS-Test), der die Verteilungen der beiden Residuen auf einen signifikanten Unterschied hin untersucht (Dormann, 2017). Ist der p-Wert $>0{,}05$, ist von keinem signifikanten Unterschied auszugehen und es liegt nahe, dass die beobachteten Werte der angenommen Verteilung entstammen (ebd.). Zusätzlich wird nach Abweichungen der Dispersion und Abweichungen möglicher Ausreißer geschaut (*Dispersion test, Outlier test*, Abb. 5A). Der zweite Plot (Abb. 5B) trägt die standardisierten Residuen (Pearson-Residuen) gegen die durch das Modell gefitteten Werte auf (Dormann, 2017) und markiert einflussreiche Datenpunkte mit einem roten Stern. Die eingezeichneten Linien sollten parallel zur x-Achse verlaufen (ebd.).

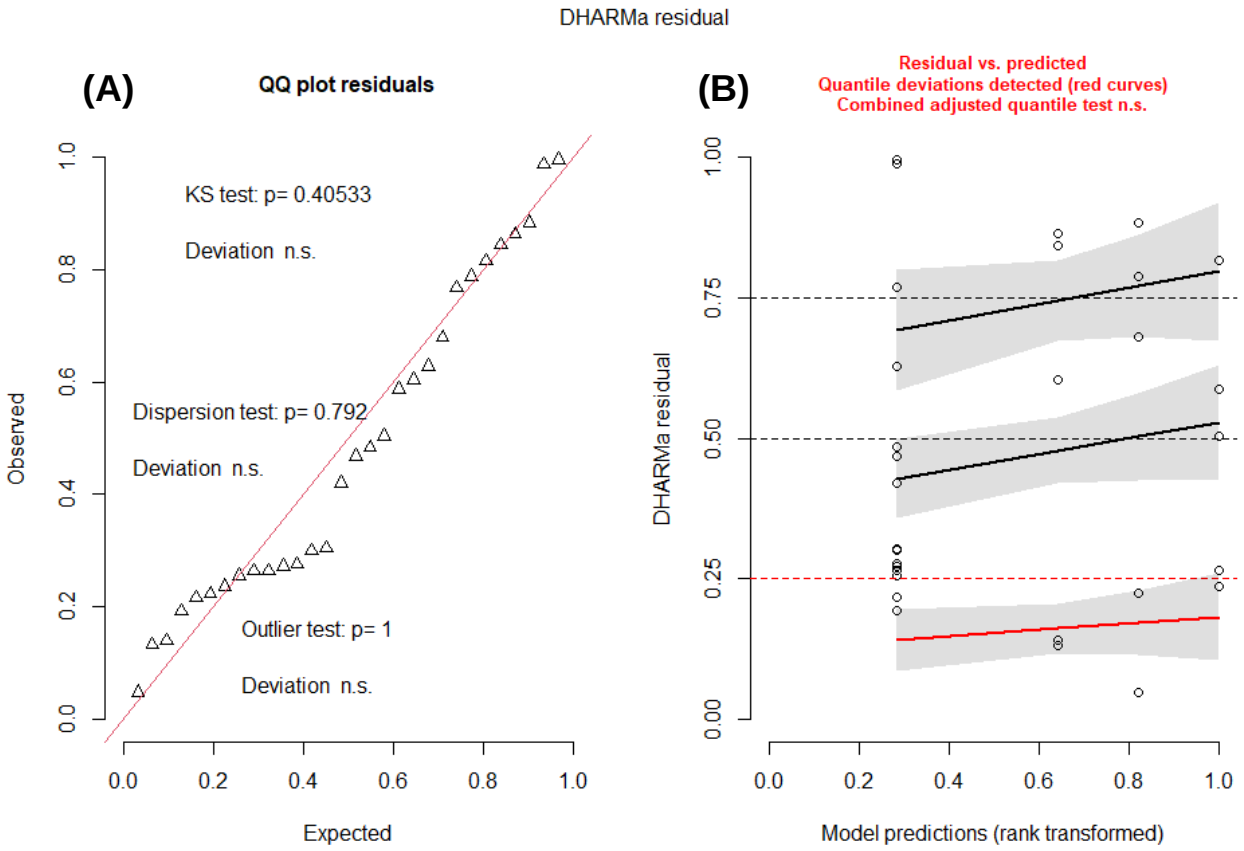


Abbildung 5: Beispielhafte Visualisierung der Residuen mithilfe des DHARMA-Pakets in R. *In diesem Fall sind die Residuen der für die Basensättigung mittels Normalverteilung gefitteten Daten geplottet. (A) QQ-Plot der beobachteten gegen die modellierten Basensättigungswerte. (B) Trägt man die standardisierten Residuen gegen die durch das Modell vorhergesagten Werte auf, sollte sich das Bild eines „sternenklaren Nachthimmels" zeigen und die eingefügten Linien parallel zur x-Achse verlaufen (Dormann, 2017; Hartig, 2022). Im vorliegenden Fall zeigte sich eine leichte Abweichung von der Normalverteilung. (Quelle: Hartig, 2022)*

Im zweiten Schritt der Modelldiagnostik wurden die Daten auf Varianzhomogenität hin untersucht: Hierfür wurde der in R implementierte Levene-Test durchgeführt. Ziel ist es zu beurteilen, ob die Varianzen der unterschiedlichen Level signifikant ($p < 0{,}05$) voneinander abweichen. Die Homoskedastizität ist eine Annahme der Normalverteilung, denn Mittelwert und Varianz hängen bei dieser Verteilung nicht voneinander ab und im GLM findet nur der Mittelwert Berücksichtigung (Dormann, 2017). Ein weiterer Teil der Modelldiagnostik bestand darin, zu quantifizieren, wieviel der vorliegenden Varianz durch das Modell erklärt werden kann. Dazu wurde der R^2-Wert durch Teilen der erklärten Varianz (im GLM-Output: Null Deviance - Residual Deviance) durch die Gesamtvarianz (Null Deviance) berechnet (ebd.). Schließlich wurden einflussreiche Datenpunkte mithilfe der Cooks-Distanz identifiziert: Die R-Funktion *cook.d* rechnet hierfür die Regression mehrfach neu und lässt dabei immer einen Datenpunkt heraus; in das Distanzmaß geht dann unter anderem die Veränderung der residuellen Varianz ein (Cook, 1977). Datenpunkte werden dann als einflussreich definiert, wenn die Cooks-Distanz größer als 4/n ist (in diesem Fall war $n = 30$) (Bollen & Jackman, 1985).

Auf Grundlage der hier aufgelisteten Kriterien (Residuen, Varianzhomogenität, Anteil erklärter Varianz, Anzahl einflussreicher Datenpunkte) wurde das verwendete Modell jedes einzelnen chemischen Bodenparameters bewertet. Ergaben sich bei der Modelldiagnostik Probleme, so

wurde ein Alternativmodell formuliert. Hierzu wurde zunächst die Lognormal-Verteilung angenommen, welche der Normalverteilung mit transformierter (logarithmierter) Antwortvariablen entspricht. Alle modelldiagnostischen Schritte wurden nun für das lognormale Modell wiederholt und mit dem Modell der Normalverteilung verglichen. Lediglich die Varianzhomogenität wurde für die lognormalen Modelle nicht geprüft, da die Varianz in die Mittelwertberechnung der Lognormalverteilung eingeht (Dormann, 2017). Für jeden Parameter wurde schließlich ein Modell mit zugrundeliegender Wahrscheinlichkeitsverteilung ausgewählt (Anhang B, Tab. 10). Für dieses Modell wurde das GLM mit und ohne einflussreiche Datenpunkte gerechnet, um möglicherweise Veränderungen in den Signifikanzen zu ermitteln. Die im GLM errechneten Signifikanzniveaus werden fortan als Sternchen codiert (Tab. 2). Einschränkungen bei der Aussagekraft der ermittelten Signifikanzen ergaben sich bei den Parametern der austauschbaren Al^{3+}-, Fe^{3+} und H^{+}-Konzentration, da hier jeweils Probleme bei der Residuendiagnostik auftraten, die nicht durch die Auswahl eines anderen Modells behoben werden konnten. Zusätzlich waren die Varianzen der Al^{3+}-Konzentrationen auf Fläche 2 nicht homogen.

Tabelle 2: Codierung der Signifikanzniveaus. *p-Werte, die größer als 0,05 sind, bezeichnen einen signifikanten Unterschied. p-Werte zwischen 0,05 und 0,1 zeigen eine Tendenz an.*

Signifikanzniveau (p-Wert)	Codierung
0,05 < p < 0,1	.
0,01 < p < 0,05	*
0,001 < p < 0,01	**
0 < p < 0,001	***

2.3 Bodenfeuchtedaten

2.3.1 Plausibilisierung der Rohdaten und Auswahl der Niederschlagsdaten

Die Logger der Bodenfeuchtesonden wurden am 22.05.2023 ausgelesen und die jeweiligen Zeitreihen als .csv-Datei exportiert. Bevor die Daten statistisch ausgewertet werden konnten, mussten sie zunächst plausibilisiert werden. Dafür wurde in einem ersten Schritt jede einzelne Zeitreihe auf Kontinuität des Datums und der Uhrzeit hin überprüft. Bei fehlenden oder offensichtlich falschen Datumsangaben wurden diese wo möglich korrigiert: Falls eine Lücke in den Angaben der Datumswerte mit genau der Anzahl fehlender Zeitschritte ausgefüllt werden konnte, wurden eben diese Zeitschritte mit dem entsprechenden Datum und der entsprechenden Uhrzeit übernommen. In dem Fall, dass die Lücke im Datum kleiner war als der tatsächlich fehlende Zeitabschnitt, wurde die Zeitreihe entweder fortlaufend oder rücklaufend mit Datumsangaben versehen, je nachdem auf welche Weise Kontinuität in den Bodenfeuchtewerten sichergestellt werden konnte. Falls weder bei fortlaufender noch bei rücklaufender Auffüllung

kontinuierliche, plausible Bodenfeuchtedaten vorlagen, wurden die VWC-Werte mit fehlendem oder falschem Datum als NA aus der Zeitreihe herausgenommen.

Diese erste Plausibilisierung erfolgte in Excel. In einem zweiten Schritt wurden die Logger und Sonden nach Varianten sortiert und in R eingelesen. Fehlende oder negative Bodenfeuchte Werte wurden als NA gesetzt und von der Analyse ausgeschlossen. Auch die ersten zehn Werte (entsprechend zehn Stunden) einer Zeitreihe wurden als NA herausgenommen, um Artefakte durch die Initialisierung der Messung zu vermeiden. Als nächstes wurde jede einzelne Bodenfeuchtesonde in ihrem zeitlichen Verlauf grafisch dargestellt und mit den anderen Bodenfeuchtesonden verglichen, die in der gleichen Tiefe installiert und derselben Variante zugeordnet waren. Zusätzlich wurde der Niederschlag geplottet, sodass eine Beurteilung der Impulsantwort der Sonden auf Niederschlagsereignisse möglich wurde. Daten der Niederschlagswippen der jeweiligen Versuchsflächen waren erst ab dem 03.08.2022 (Fläche 1) beziehungsweise ab dem 17.02.2023 (Fläche 2) verfügbar. Die fehlenden Zeitreihen wurden durch Daten der Niederschlagsstation 731 in Bruchsal-Heidelsheim (Schmit, 2023) aufgefüllt. Diese Station wurde ausgewählt, da sie räumlich am nächsten zu den Versuchsflächen liegt und im Vergleich zu einer anderen naheliegenden Meteostation in der benötigten Zeitreihe keine aufgefüllten Daten, sondern eigene Rohdaten lieferte. Auch die bereits im Abschnitt 2.1 beschriebene Bewässerung wurde in die Niederschlagsdaten aufgenommen; hier erfolgte zunächst die Umrechnung von L in mm, indem das Volumen der Bewässerung auf die Fläche des Pflanzlochs mit einem ungefähren Radius von 0,2 m bezogen wurde ($1\,L/m^2 = 1\,mm$).

Bodenfeuchtedaten, die nicht wie die anderen Sonden auf Niederschlagsereignisse reagierten oder welche Impulse wiedergaben, ohne dass Niederschlag gefallen war, wurden als NA aus der Analyse herausgenommen (wie beispielsweise Logger 5 im September 2022, Abb. 6). Kriterium für die Plausibilität der Eingangsdaten war außerdem der Vergleich der einzelnen Sondendaten untereinander: Zeigte der Großteil der Sonden qualitativ einen annähernd gleichen Verlauf (wie beispielsweise Logger 1, 11, 15 und 5 im Mai bis Juli 2022, Abb. 6), wurden Sondendaten, die auffallend von diesem Verlauf abwichen (wie etwa Logger 8 in Abb. 6), von der Analyse ausgeschlossen.

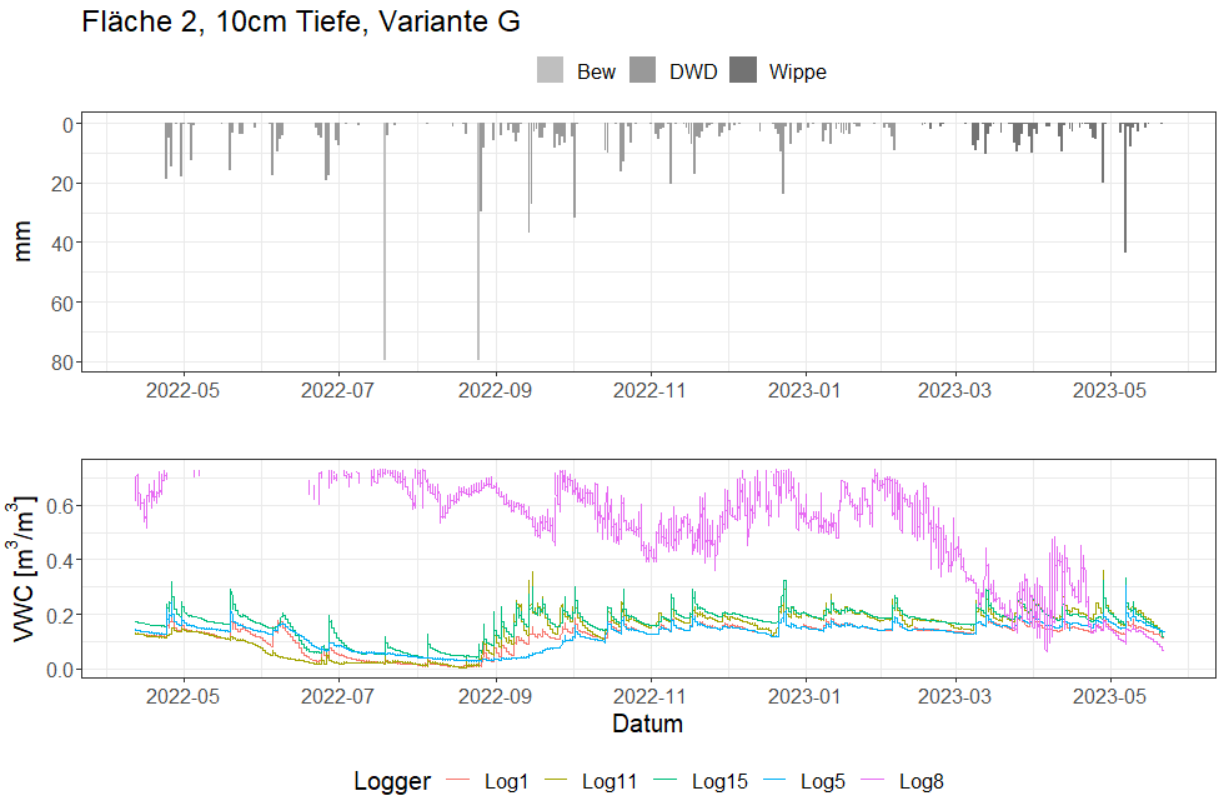


Abbildung 6: Exemplarische Zeitreihen als Grundlage für die Plausibilisierung der Bodenfeuchte-Eingangsdaten. *Es wurden die Bodenfeuchtedaten aller Sonden der gleichen Fläche (hier 2), Variante (hier G) und Tiefe (hier 10cm) in ihrem zeitlichen Verlauf vergleichend aufgetragen. Die Niederschlagsdaten setzen sich zusammen aus den Daten der Niederschlagsstation 731 des Deutschen Wetterdienstes (DWD), den Bewässerungsdaten (Bew) und den flächeneigenen Daten der Niederschlagskippwaagen (Wippe). Sonden mit im Vergleich zu den anderen Sonden fehlender Impulsantwort auf Niederschlagsereignisse (wie etwa Log5 im September 2022) oder Datenreihen, die im Vergleich unplausibel erschienen (wie etwa Log8), wurden von der Analyse ausgeschlossen. (Quelle: Eigene Abbildung)*

2.3.2 Normalisierung mithilfe der nutzbaren Feldkapazität

Da Gefüge und Körnung einen Einfluss auf den Absolutwert des Bodenwassergehaltes haben (Amelung et al., 2018), sind die VWC-Werte zwischen den Flächen, aber auch zwischen den Varianten und auch einzelnen Sonden schwer zu vergleichen. Deshalb wurden Schätzungen der nutzbaren Feldkapazität (nFK) vorgenommen. Die nFK gibt an, innerhalb welchen Wertebereiches das Bodenwasser pflanzenverfügbar ist: Sie ist die Differenz aus Feldkapazität (FK) und permanentem Welkepunkt (PWP). Die FK entspricht dem Wassergehalt im Gleichgewichtszustand, der sich im Boden nach einem Niederschlagsereignis und folgender Drainage einstellt, wenn die Perkolation vernachlässigbar klein wird (Twarakavi et al., 2009). Der permanente Welkepunkt hingegen gibt die untere Grenze des pflanzenverfügbaren Wassers als den Wassergehalt an, bei dem das Matrixpotential so stark negativ ist (pF = 4,2), dass die Indikatorpflanze *Helianthus annuus* L. dem Boden kein Wasser mehr entziehen kann (Amelung et al., 2018). Obwohl oft angewandt, gibt es eine Bandbreite von Ansätzen zur Definition der Feldkapazität, die entweder auf der Drainagezeit, der Versickerungsrate oder dem Matrixpotential basieren (Amelung et al., 2018; Twarakavi et al., 2009). In dieser Arbeit wurde aus Gründen der

Praktikabilität die FK händisch aus den vorliegenden Zeitreihen abgelesen: In der Periode nach Aufsättigung des Bodens, die über den Winter geschieht, und vor dem Einsetzen der Vegetationsperiode wurde nach niederschlagsfreien Zeiten gesucht, in der sich die Entwässerungsäste einem scheinbaren Gleichgewicht annäherten. Änderte sich der Bodenwassergehalt über drei Tage hinweg, ein für Sandböden typischerweise verwendeter Wert (Twarakavi et al., 2009), nur marginal (im Bereich der dritten Nachkommastelle), wurde der Median der VWC-Werte des letzten Tages vor einer einsetzenden Impulsantwort als Feldkapazität angenommen (Abb. 7).

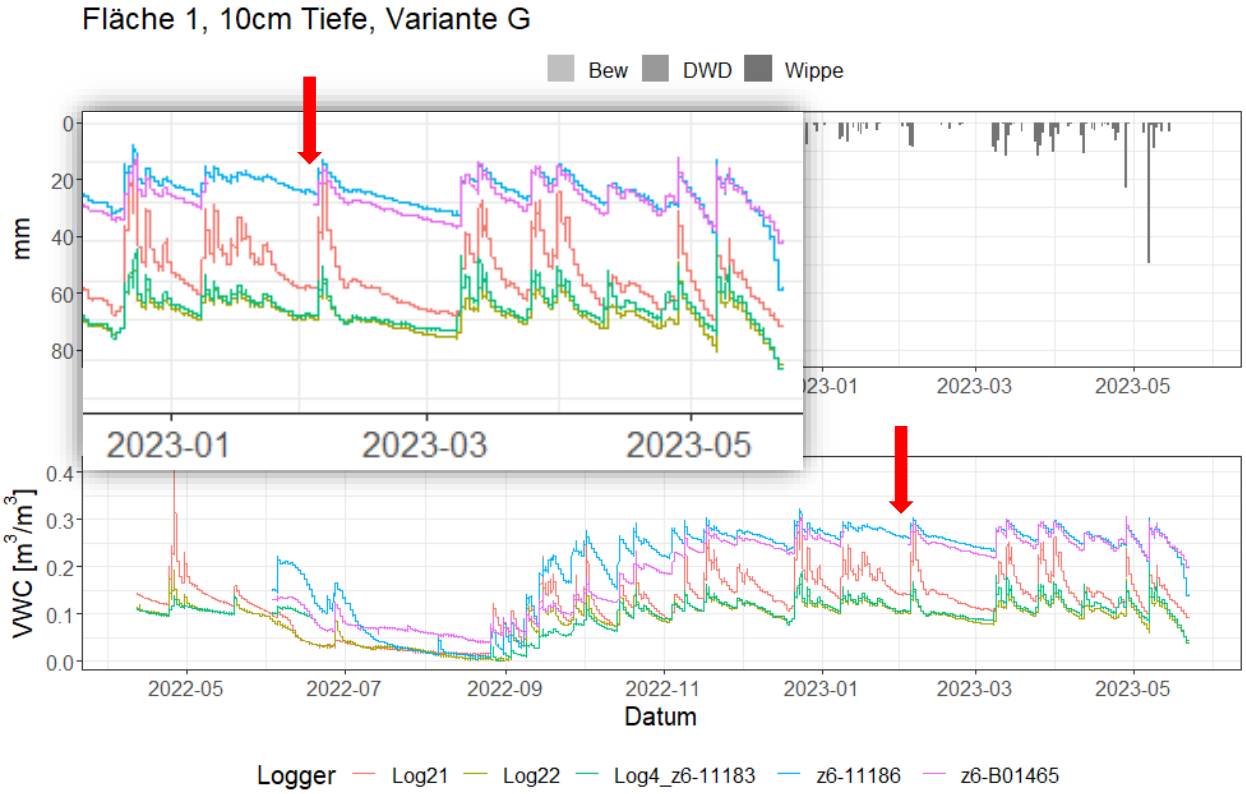


Abbildung 7: Beispiel für die manuelle Schätzung der Feldkapazität. *Zu sehen ist die Aufsättigungsphase über den Herbst und Winter, in der die Bodenfeuchtewerte nach jedem Niederschlagsereignis und anschließender Entwässerung anstiegen. Ab Anfang März 2023 ist von einem einsetzenden Transpirationssog durch Beginn der Vegetationsperiode auszugehen, wodurch die Entwässerungsäste steiler werden und auf einem niedrigeren Niveau enden. Der Pfeil und die Vergrößerung zeigen das Ende einer Entwässerungsperiode Anfang Februar, wo die Bodenfeuchtewerte über drei Tage hinweg annähernd konstant blieben. Der Median des VWC-Wertes desletzten Tages dieser Periode wurde als Feldkapazität angenommen. (Quelle: Eigene Abbildung)*

Der permanente Welkepunkt wurde über das globale VWC-Minimum der jeweiligen Zeitreihe bestimmt, wobei Daten während der sommerlichen Trockenperiode vorliegen mussten. Für jede einzelne Sonde (entsprechend einem Mikrostandort) wurden auf diese Weise die nFK-Werte abgeschätzt; im Anschluss erfolgte die Umrechnung der absoluten Bodenfeuchtegehalte in relative Bodenfeuchtewerte in % nFK anhand von Gl. 3. Damit wurden die Bodenfeuchtedaten auf den Wertebereich der nFK normalisiert und für weitere vergleichende Analysen aufbereitet.

$$rel.VWC\ [\%\,nFK] = \frac{VWC - PWP}{nFK} \qquad [3]$$

2.3.3 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte auch für diese Daten in R. Aufgrund der temporalen Autokorrelation der Bodenfeuchtewerte wurden die Zeitreihen rein qualitativ ausgewertet. Neben der Darstellung des zeitlichen Verlaufs von VWC und (VWC - PWP) / nFK für jede einzelne Sonde, aufgeteilt nach Fläche, Variante und Tiefenstufe, wurden Mittelwerte ± Standardfehler pro Fläche, Variante und Tiefenstufe gebildet und gegen die Zeit aufgetragen. Außerdem wurden über die gesamte Zeitreihe aggregierte Mittelwerte ± Standardfehler pro Fläche, Variante und Tiefenstufe errechnet. Um nicht nur Unterschiede zwischen den Mittelwerten der jeweiligen Varianten, sondern auch die Heterogenität der einzelnen Sonden zu berücksichtigen, die jeweils auf einem eigenen Niveau senden, wurde ein Differenzenvergleich durchgeführt. Dafür wurden pro Zeitschritt für beide Flächen und Tiefenstufen die (VWC - PWP) / nFK-Werte jeder Sonde einer Variante von jeder Sonde aller anderen Varianten abgezogen. Aufgrund von Datenlücken durch die Plausibilisierung sowie durch Sonden- und Loggerausfälle wurden zunächst einheitliche Zeitreihen gebildet, bei denen stets dieselben Sonden Daten aufwiesen. Hierfür wurden zunächst jene Sonden herausgefiltert, die bei mindestens zwei Drittel der Messperiode plausible Bodenfeuchtewerte aufgenommen hatten. In einem zweiten Schritt wurden dann alle Zeitpunkte ausgewählt, bei denen für jede dieser Sonden Daten vorhanden waren. Insgesamt ergaben sich für jede Fläche und Tiefenstufe folgende Differenzenpaare: K - H, K - G, H - G. Pro Differenzenpaar errechneten sich entsprechend maximal n = 25 Zeitreihen (für die einzelnen Stichprobengrößen siehe Anhang F, Tab. 13), aus denen anschließend der Mittelwert ± Standardfehler gebildet und wiederum graphisch als Zeitreihe geplottet wurde. Aus dem Betrag der Differenz lässt sich eine Aussage über die Unterschiedlichkeit zweier Varianten treffen: Ist die Differenz positiv, so liegt das Niveau der Bodenfeuchtendaten der erstgenannten Variante über dem Niveau der zweitgenannten Variante eines Differenzenpaares.

Eine quantitative Auswertung erfolgte für die Parameter FK, nFK und PWP: Es wurde eine Regression mittels GLM für den Vergleich zwischen den Varianten, aufgeteilt nach Fläche, gerechnet. Es wurde zusätzlich nach Interaktionen mit der Tiefenstufe geschaut. Die Modelldiagnostik erfolgte analog zu der Auswertung der bodenchemischen Parameter. Die angenommenen Verteilungen finden sich ebenso wie Beispielcode für die Datenaufbereitung und -auswertung in Anhang G.

2.4 Vitalitätsaufnahme

Die Vitalität der Traubeneichen wurde am 22.05.2023 aufgenommen, zu einem Zeitpunkt, zu dem die Vegetationsperiode bereits in vollem Gange war. Das erleichterte die dichotome Einteilung in tot und lebendig insofern, als das nicht ausgetriebene Jungbäume als tot eingestuft werden konnten; auch nicht auffindbare Bäume oder verbissene Exemplare ohne Knospenaustrieb fielen in diese Kategorie. Lebendige Eichen hingegen waren erkennbar ausgetrieben (Abb. 8). Die Vitalität wurde so für jeden einzelnen Baum aufgenommen, welcher im Rahmen des Versuchsdesign mit einer Baumnummer versehen wurde (n = 25 pro Variante und Fläche, vgl. Abb. 2). Die Vitalität jener Bäume, welche ohne individuelle Baumnummer zusätzlich gepflanzt

und gemäß einer Variante behandelt wurden, wurde getrennt aufgenommen (n = 25 pro Variante und Fläche).

Auf Grundlage der so erfassten Daten wurde, unter der Annahme einer Bernoulli-Verteilung, eine Regression zwischen dem kategorialen Prädiktor mit drei Leveln (K/H/G) und der kategorialen Antwortvariablen mit zwei Leveln (tot/lebendig) durchgeführt. Da aufgrund der Datenstruktur keine alternative Verteilung in Frage kam und außerdem alle Datenpunkte den gleichen Einfluss auf den GLM-Output haben, beschränkte sich die Modelldiagnostik für diese Daten auf die Darstellung der DHARMa-Residuen.

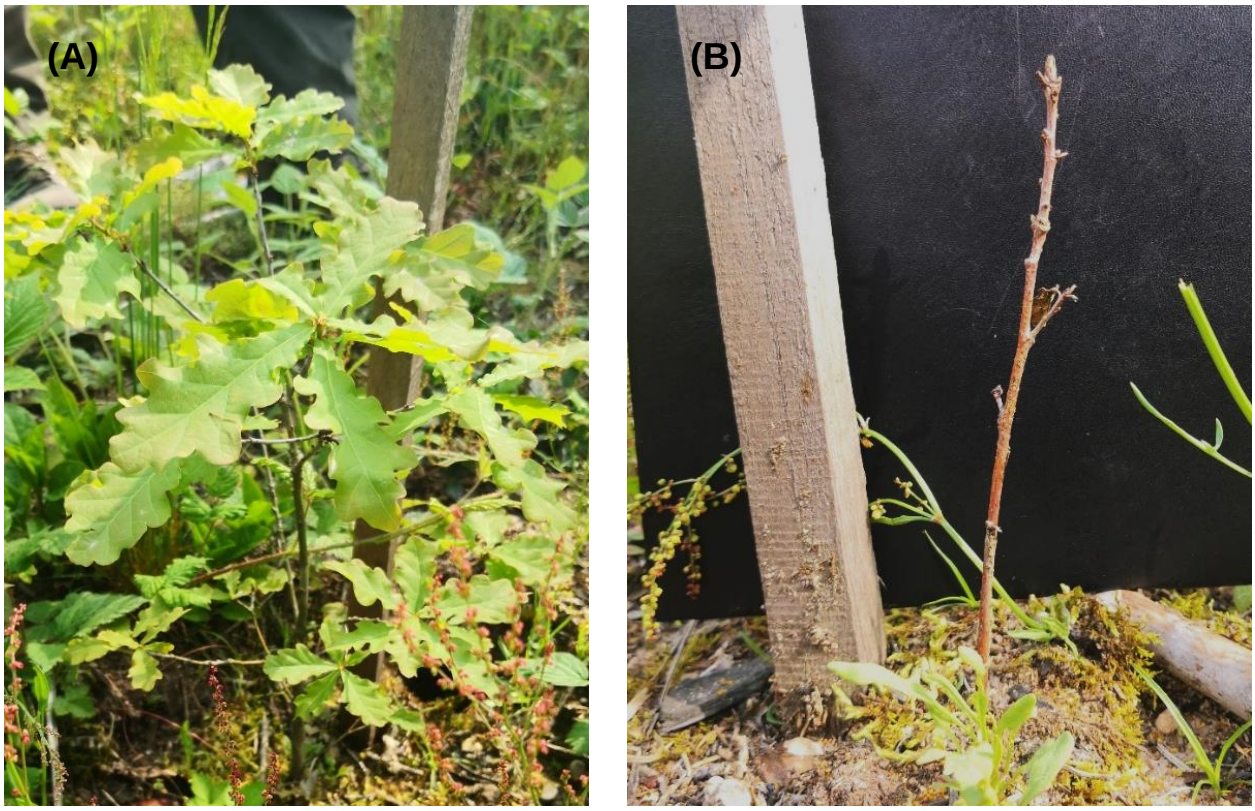


Abbildung 8: Dichotome Vitalitätsaufnahme der zweijährigen Traubeneichen. *(A) Beispiel für lebend, (B) Beispiel für tot. (Quelle: Eigene Abbildung)*

3 ERGEBNISSE

3.1 Bodenphysikalische Parameter

Die bei der Probenaufbereitung erfassten massenbezogenen Anteile des Bodenskeletts am Gesamtboden sind in Tabelle 3 aufgeführt. Dort findet sich auch die Dichteabschätzung des Feinbodens. Es ergaben sich Unterschiede, die über den Standardfehler hinausgehen, zwischen dem mit Holzkohle behandelten Boden und den Varianten Kontrolle sowie Terra-Preta-Gemisch: Die Variante H wies einen höheren Grobboden-Anteil als die anderen beiden Varianten auf und hatte außerdem eine niedrigere Feinboden-Dichte als die Kontrollgruppe und das Terra-Preta-Gemisch.

Tabelle 3: Bodenphysikalische Parameter, die im Rahmen der Probenaufbereitung erhoben wurden. *Es ist der massenbezogene Anteil des Bodenskeletts am Gesamtboden ebenso wie die Dichte des Feinbodens aufgeführt. Die Dichte wurde im Rahmen der pH-Analytik schätzungsweise bestimmt, indem die Masse der volumetrischen 5mL-Einwaage ermittelt wurde.*

Variante	Anteil Bodenskelett an Gesamtboden [%]	Angenäherte Dichte des Feinbodens [g/cm^3]
K	5,29 ± 0,40	1,27 ± 0,01
H	8,47 ± 0,83	1,19 ± 0,02
G	5,65 ± 0,53	1,25 ± 0,03

3.2 Bodenchemische Parameter

Die Ergebnisse der chemischen Bodenparameter werden im Folgenden als Zusammenschau vorgestellt, hierbei wird aufgrund der Vielzahl an Ergebnissen nur auf ausgewählte aufschlussreiche Punkte eingegangen. Die Signifikanzen des Mittelwertvergleiches zwischen den Varianten sind für jeden einzelnen Parameter, aufgeteilt nach Fläche, in Tabelle 5 aggregiert. Eine vollständige graphische Darstellung der Ergebnisse in Form von Balkendiagrammen mit Mittelwerten, Standardfehlern des Mittelwertes sowie Signifikanzniveaus findet sich in Anhang C, Abb. 17 - 21.

Zunächst ließen sich bei Vergleich der chemischen Bodenparameter vor Beginn des Biochar-Versuches (Variante N) Unterschiede zwischen den Flächen feststellen: Fläche 1 wies einen signifikant höheren pH-Wert als Fläche 2 sowohl für den in H_2O (***, n = 30) als auch für den in KCl (**, n=30) gemessenen Wert auf. Auf Fläche 1 betrug dieser 4,97 ± 0,11 (pH_{H2O}) und 4,14 ± 0,09 (pH_{KCl}), auf Fläche 2 hingegen 4,65 ± 0,04 (pH_{H2O}) und 4,00 ± 0,04 (pH_{KCl}). Auch die Basensättigung unterschied sich signifikant (*, n = 30): Fläche 1 hatte mit 29,93 ± 6,94 % einen höheren Anteil basischer Kationen an der KAK als Fläche 2 mit BS = 14,05 ± 1,41 %. Bezüglich der Kationenaustauschkapazität, des Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes sowie des C/N-Verhältnisses konnten vor Pflanzung keine signifikanten Unterschiede zwischen den Flächen gefunden werden. Zur Einordnung der Standorte wurden diese Größen in Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 4: Überblick über die vor Pflanzung erhobenen chemischen Bodenparametern der beiden Versuchsflächen. *Es sind jeweils die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes dargestellt (n = 30).*

Parameter	Fläche 1	Fläche 2
pH (H_2O)	4,97 ± 0,11	4,65 ± 0,04
pH (KCl)	4,14 ± 0,09	4,00 ± 0,04
KAK [$\mu mol_c/g$]	29,03 ± 2,70	27,07 ± 1,00
BS [%]	29,93 ± 6,94	14,05 ± 1,41
C [g/kg]	11,56 ± 1,35	9,56 ± 0,40
N [g/kg]	0,54 ± 0,05	0,48 ± 0,01
C/N	20,98 ± 0,81	19,98 ± 0,53

Insgesamt zeigten sich beim Vergleich der Varianten auf den jeweiligen Flächen für Fläche 2 mehr signifikante Unterschiede und die Signifikanzniveaus waren im Schnitt höher. Der Großteil der Signifikanzen bezog sich auf den Vergleich von N zu K, H und G, das heißt auf eine Veränderung der chemischen Bodenparameter von vor zu nach der Pflanzung.

Für den pH-Wert wurden Unterschiede zwischen den Varianten nur für den in H_2O gemessenen Wert und nicht für den in KCl gemessenen gefunden. Durch die Terra-Preta-Beigabe erhöhte sich der pH-Wert auf beiden Flächen im Vergleich zu vor der Pflanzung signifikant, aber nicht im Vergleich zur Kontrolle. Auf Fläche 1 war der Effekt nach Ausschluss einflussreicher Datenpunkte allerdings nicht mehr signifikant. Auch eine signifikante Wirkung der Pflanzung an sich auf den pH_{H2O} wurde für Fläche 2 gefunden (Vergleich N : K), für Fläche 1 zeigte sich eine Tendenz. Einen signifikanten Anstieg von vor der Pflanzung zur Kontrollgruppe nach der Pflanzung zeigten auf beiden Flächen auch die Kationenaustauschkapazität und die Basensättigung.

Die Kationenaustauschkapazität wie auch Basensättigung stiegen zusätzlich durch die beiden Behandlungen (Varianten K und G) im Vergleich zu vor der Pflanzung signifikant an. Ausgenommen hiervon war die KAK auf Fläche 1, wo sich keine signifikanten Unterschiede herausstellten. Effekte durch die Behandlungen konnten für die KAK und BS nur auf Fläche 2 nachgewiesen werden: Hier wurde ein Anstieg der Basensättigung und Kationenaustausch-kapazität durch die Zugabe von Terra Preta gefunden (Abb. 9), der Effekt auf die KAK war jedoch ohne einflussreiche Datenpunkte nicht mehr signifikant.

Die Konzentrationen der einzelnen austauschbaren basischen und sauren Kationen sind in Abb. 9 zu sehen. Hier fiel die Zunahme aller basischen Kationen von vor der Pflanzung zu allen Varianten nach der Pflanzung ins Auge. Dieser Anstieg war in allen Fällen signifikant, mit Ausnahme von Kalium auf Fläche 1. Für die sauren Kationen zeigte sich ein gemischtes Bild: Mangan stieg auf Fläche 2 signifikant von vor der Pflanzung zu allen drei Varianten nach der Pflanzung an; für Fläche 1 wurde dieser Effekt nur für den Vergleich N : H mit einer solchen Signifikanz gefunden, die mit und ohne einflussreiche Datenpunkte bestand. Die Konzentrationen

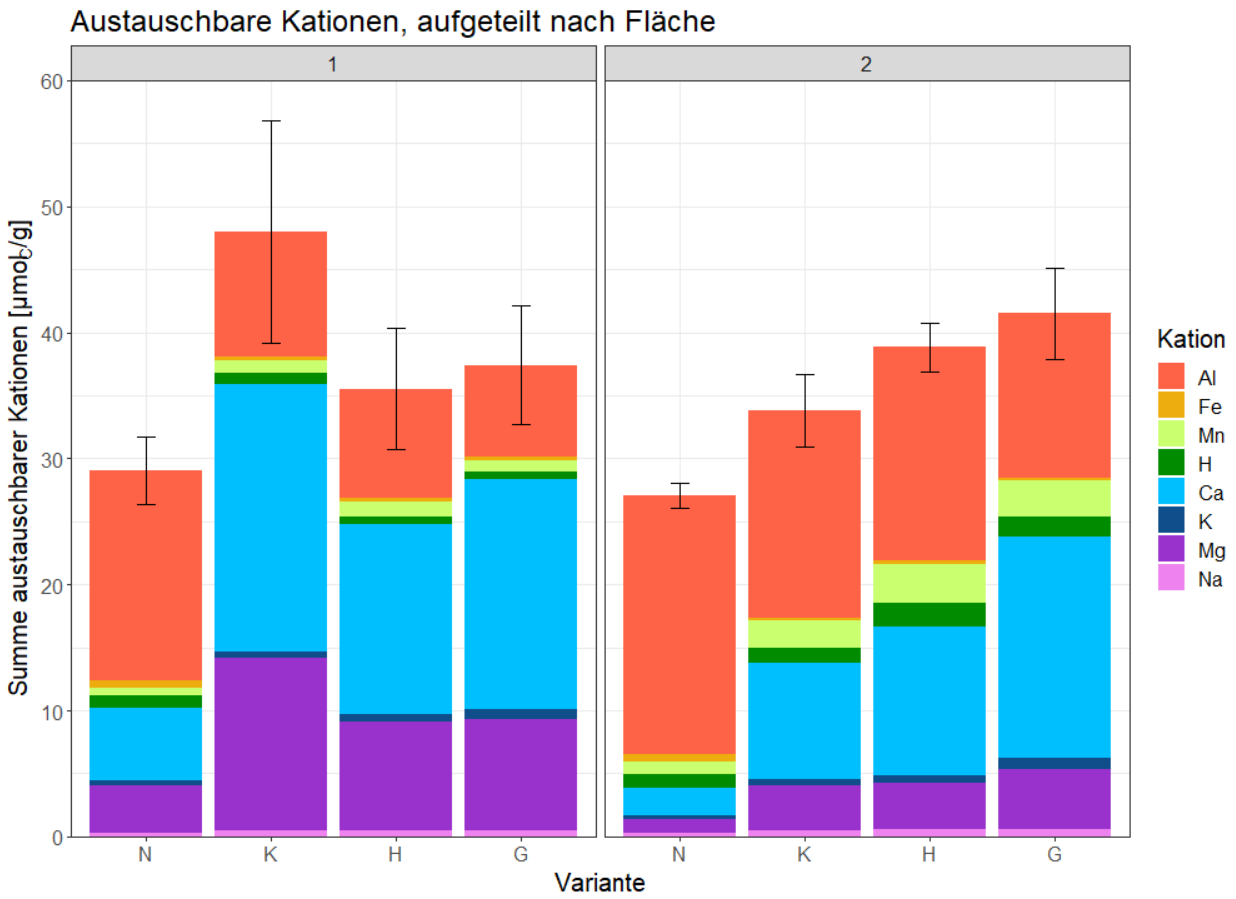


Abbildung 9: Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes der Kationenaustauschkapazität pro Variante und Fläche. *Aus welchen Kationen sich die KAK zusammensetzte ist farblich dargestellt: Basische Kationen sind in Blau- und Violetttönen gehalten, saure Kationen hingegen in Rot- und Grüntönen. Die eingezeichneten Fehlerbalken beziehen sich auf den Standardfehler der KAK. Auffällig ist die Zunahme basischer Kationen sowie die Abnahme saurer Kationen von N zu K, H und G. Außerdem gut zu sehen ist die Zunahme der Ca^{2+}- und K^{+}-Konzentrationen durch die Terra-Preta- sowie Holzkohle-Zugabe auf Fläche 2 (Vergleich K : H bzw. K : G). n = 15 für Variante N, n = 5 für Variante K, H und G. (Quelle: Eigene Abbildung)*

von Aluminium und Eisen nahmen von vor der Pflanzung zu den einzelnen Varianten nach der Pflanzung tendenziell oder signifikant ab. Ein Effekt durch die Zugabe von Holzkohle bzw. Terra Preta zeigte sich auf Fläche 1 allein für die Konzentration der K^{+}-Ionen, die durch beide Behandlungen signifikant zunahmen. Für den Vergleich der Behandlungen auf Fläche 2 ergab sich ein variableres Bild mit einigen Signifikanzen, die niedrig waren oder nur mit oder ohne einflussreiche Datenpunkte Bestand hatten. Ein robuster signifikanter Effekt der Terra-Preta-Zugabe ins Pflanzloch konnte jedoch für die Konzentrationen austauschbarer Kalium- und Calcium-Ionen gezeigt werden, welche beide im Vergleich zur Kontrolle anstiegen.

Das Ergebnis, dass die meisten signifikanten Unterschiede zwischen der Probenahme vor Pflanzung und den Varianten nach der Pflanzung gefunden wurden, zeigte sich auch für den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt wie auch für das C/N-Verhältnis. Ein signifikanter Anstieg des Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes durch die Pflanzung, ohne dass eine Beigabe ins Pflanzloch erfolgte, wurde auf beiden Flächen beobachtet. Auf Fläche 1 hingegen war die Zunahme des C-Gehaltes ohne einflussreiche Datenpunkte nicht mehr signifikant. Das C/N-Verhältnis veränderte sich durch die Pflanzung nicht signifikant. Ein Effekt durch die Pflanzung samt Zugabe von Terra Preta bzw. Holzkohle (Vergleich N : H und N : G) wurde auf beiden Flächen für alle drei Parameter

(C-Gehalt, N-Gehalt, C/N-Verhältnis) gefunden. Auf Fläche 2 konnte zusätzlich ein signifikanter Anstieg dieser drei bodenchemischen Größen durch die Zugabe von Terra Preta wie auch Holzkohle im Vergleich zur Kontrollgruppe nachgewiesen werden. Dasselbe Ergebnis zeigte sich auf Fläche 1 für das C/N-Verhältnis im Vergleich Kontrolle zu Holzkohle. Der Effekt eines weiteren C/N-Verhältnisses durch Terra-Preta-Beigabe war hier nur ohne einflussreiche Datenpunkte signifikant. Auf dieser Fläche nahm außerdem das C/N-Verhältnis von den mit Holzkohle behandelten Bodenproben zu den mit Terra Preta behandelten Bodenproben tendenziell (ohne einflussreiche Datenpunkte: signifikant) ab.

Tabelle 5: Signifikanzniveaus des Vergleiches der Varianten N, K, H und G für die einzelnen bodenchemischen Parameter, aufgeteilt nach Fläche. *Wurde ein signifikanter Effekt gefunden, sind die nach Tab. 2 als Sternchen codierten p-Werte aufgeführt und die entsprechenden Tabellenfelder eingefärbt: Das Feld ist grün markiert, wenn sich ein Anstieg der in der ersten Spalte erstgenannten zur zweitgenannten Variante zeigte. Bei einer Abnahme ist das jeweilige Feld rot gefärbt. Alle Kationenkonzentrationen haben die Einheit $\mu mol_c/g$. Zu beachten ist, dass der angegebene Kohlenstoffgehalt dem organischen Kohlenstoffgehalt entspricht, da kein anorganisches C gefunden wurde. n =15 für Variante N, n =5 für Variante K, H und G.*

Fläche 1

	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Al^{3+}	Fe^{3+}	H^+
N : K	*** (***)		** (**)	** (**)	. (*)	. (*)	* (*)	
N : H	*** (***)	* (**)	* (*)	* (*)	** (*)	* (*)	. (*)	
N : G	*** (***)	*** (***)	** (**)	* (*)	. (**)	* (*)	* ( )	
K : H		* (**)						
K : G		*** (***)						
H : G		. (*)						

	pH (H_2O)	pH (KCl)	C [g/kg]	N [g/kg]	C/N	KAK [$\mu mol_c/g$]	BS [%]
N : K	. ( )		* ( )	** (**)		** (*)	** (**)
N : H	(.)		*** (***)	* (*)	*** (***)		** (**)
N : G	* ( )		** (**)	** (**)	* (**)	(.)	** (**)
K : H			(.)		** (***)		
K : G					(*)		
H : G					. (**)		

Tabelle 5 (Fortsetzung): Signifikanzniveaus des Vergleiches der Varianten N, K, H und G für die einzelnen bodenchemischen Parameter, aufgeteilt nach Fläche. *Wurde ein signifikanter Effekt gefunden, sind die nach Tabelle 2 als Sternchen codierten p-Werte aufgeführt und die entsprechenden Tabellenfelder eingefärbt: Das Feld ist grün markiert, wenn sich ein Anstieg der in der ersten Spalte erstgenannten zur zweitgenannten Variante zeigte. Bei einer Abnahme ist das jeweilige Feld rot gefärbt. Das in Klammern gesetzte Signifikanzniveau ist jenes ohne einflussreiche Datenpunkte. Ist der Effekt nur mit oder ohne einflussreiche Datenpunkte signifikant, so ist die Farbgebung blasser. Alle Kationenkonzentrationen haben die Einheit $\mu mol_c/g$. Zu beachten ist, dass der angegebene Kohlenstoffgehalt dem organischen Kohlenstoffgehalt entspricht, da kein anorganisches C gefunden wurde. n =15 für Variante N, n =5 für Variante K, H und G.*

Fläche 2

	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Mn^{2+}	Al^{3+}	Fe^{3+}	H^+
N : K	* (***)	* ( )	*** (***)	** (**)	*** (***)	. ( )	*** (***)	
N : H	*** (***)	*** (***)	*** (***)	*** (**)	*** (***)	(.)	** ( )	* (.)
N : G	** (***)	*** (***)	*** (***)	*** (***)	*** (***)	** (**)	** (**)	
K : H	(.)	. (***)			. (.)		. (.)	. ( )
K : G		*** (***)	* (*)			(.)	(*)	
H : G		. ( )						

	pH (H_2O)	pH (KCl)	C [g/kg]	N [g/kg]	C/N	KAK [$\mu mol_c/g$]	BS [%]
N : K	* ( )		*** (***)	*** (***)		* (**)	*** (***)
N : H	(*)		*** (***)	*** (***)	*** (***)	*** (***)	*** (***)
N : G	* (**)		*** (***)	*** (***)	*** (***)	*** (***)	*** (***)
K : H			*** (***)	* (**)	*** (***)		
K : G			*** (***)	** (*)	** (***)	* ( )	* (*)
H : G							

3.3 Bodenfeuchte

Im ersten Schritt der Datenauswertung wurden die einzelnen Datenreihen plausibilisiert, die Ergebnisse dieser Plausibilisierung befinden sich als grafische Darstellungen in Anhang E, Abb. 22 - 27. Nach Mittelwertbildung und Errechnung des Standardfehlers pro Fläche, Tiefenstufe und Variante wurden die so aufbereiteten absoluten Bodenfeuchten gegen die Zeit und samt Niederschlag geplottet (Abb. 10). In Tabelle 6 sind die über die gesamte Zeitreihe aggregierten Mittelwerte aufgelistet. Es zeigte sich, dass der Standardfehler stellenweise sehr hoch war und vor allem für die Daten von Fläche 1 Unterschiede zwischen den Mittelwerten der Varianten überlagerte. Auffällig auf Fläche 2 war, dass sich der Standardfehler zwischen den Varianten stark unterschied: So war der Standardfehler der Variante H fast über die gesamte Zeitreihe hinweg bedeutend höher als der der anderen Varianten. Für diese Fläche zeichnete sich auch ansonsten eine deutliche Tendenz ab, denn die mittlere Bodenfeuchte der mit Holzkohle behandelten Mikrostandorte lag für beide Tiefenstufen auf einem durchweg höheren Niveau als die Bodenfeuchten der Kontrollgruppe und der Terra-Preta-Gruppe. Unterschiede zwischen den Varianten K und G hingegen waren auf dieser Fläche bei Darstellung der absoluten Bodenfeuchtewerte nur schwer festzumachen: Sie befanden sich auf einem ähnlichen Niveau und Unterschiede, die über den Fehlerbereich hinausgehen, waren nicht eindeutig erkenntlich. Möglicherweise war in 10 cm Tiefe der Boden der Kontrolle vor allem außerhalb der sommerlichen Trockenperiode feuchter als der der Terra-Preta-Gruppe. In 30cm Tiefe schien sich für die Aufsättigungsphase im Herbst und Winter ein umgekehrtes Bild abzuzeichnen, im niederschlagsarmen Sommer lag Variante K jedoch womöglich über Variante G. Die Bodenfeuchtedaten der Fläche 1 zeigten weniger klare Tendenzen. Allein in der 10-cm-Tiefenstufe deutete sich ein durchweg niedrigeres Niveau der Terra-Preta-Variante sowohl im Sommer als auch im Herbst und Winter an.

Der nächste Schritt der Datenaufbereitung war die Normalisierung der absoluten Bodenfeuchten auf den Wertebereich der nutzbaren Feldkapazität. Die geschätzten Feldkapazitäten jedes einzelnen Mikrostandortes ebenso wie die ermittelten permanenten Welkepunkte sind in Anhang F, Tab. 12 aufgeführt. Die Zeitreihen der mittleren relativen Bodenfeuchte in %nFK sind in Abbildung 11 zu sehen. Es ist ersichtlich, dass sich die Standardfehler gegenüber den Standardfehlern des absoluten Bodenwassergehaltes verringerten. Auch die Kurven näherten sich durch die Standardisierung einander an und befanden sich auf einem ähnlichen Niveau, was sich auch in den aggregierten Mittelwerten (Tab. 6) bestätigte. Vor allem im Zeitraum von Dezember bis März waren Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten auf beiden Flächen und in beiden Tiefenstufen kaum wahrnehmbar. Unterschiede waren verstärkt zu Beginn der jeweiligen Zeitreihen, während der sommerlichen Trockenperioden und am Anfang der auf Sättigungsphase im Herbst (September, Oktober) zu sehen. So deutete sich ein langsameres und weniger starkes Trockenfallen der mit Holzkohle versehenen Mikrostandorte auf Fläche 1 in 30 cm Tiefe und Fläche 2 in 10 cm Tiefe an. Es zeichnete sich außerdem ab, dass die Terra-Preta-Standorte zu Beginn der Vegetationsperiode 2022 höhere Bodenfeuchten aufwiesen als die anderen beiden Varianten. Schließlich zeigten sich womöglich Unterschiede in der Impulsantwort auf Niederschlagsereignisse: Die Spitzenwerte, die die Bodenfeuchte der Variante

H vor allem auf Fläche 1 (in beiden Tiefenstufen) und auf Fläche 2 in 10 cm Tiefe erreichten, lagen höher als die Peaks der Varianten G und K.

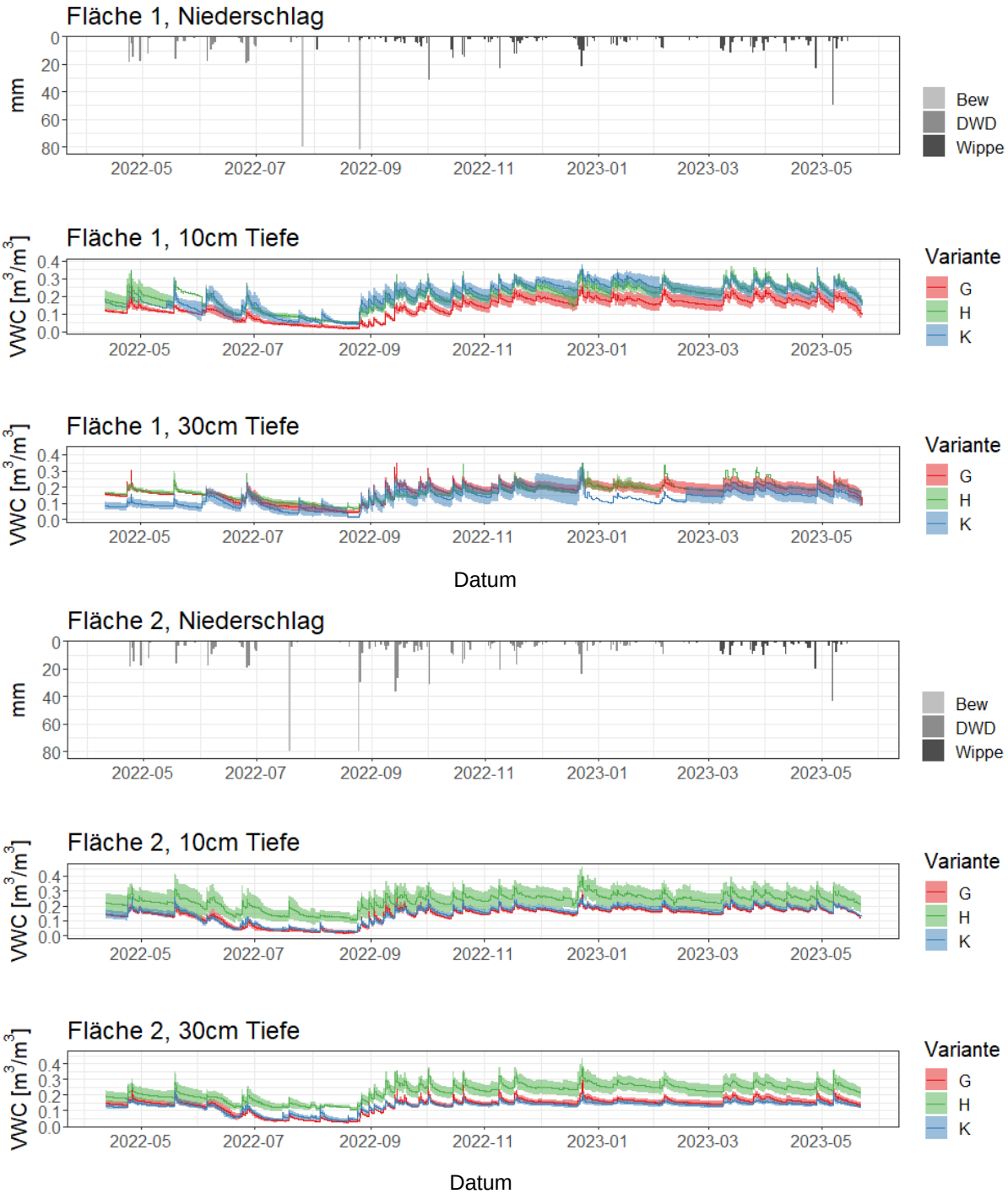


Abbildung 10: Zeitreihen der absoluten volumetrischen Bodenfeuchten [m³/m³], aufgeteilt nach Fläche, Tiefenstufe und Variante. *Es sind jeweils die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes aufgetragen. Für beide Flächen sind außerdem Niederschlagswerte geplottet, die sich aus den Daten der Niederschlagsstation 731 des Deutschen Wetterdienstes (DWD), den Bewässerungsdaten (Bew) und den flächeneigenen Daten der Niederschlagskippwaagen (Wippe) zusammensetzen. Die Stichprobengröße war standardmäßig $n = 5$, Abweichungen ergaben sich durch die Datenplausibilisierung für einzelne Zeitabschnitte und sind Anhang E, Abb. 22 - 27 zu entnehmen. (Quelle: Eigene Abbildung)*

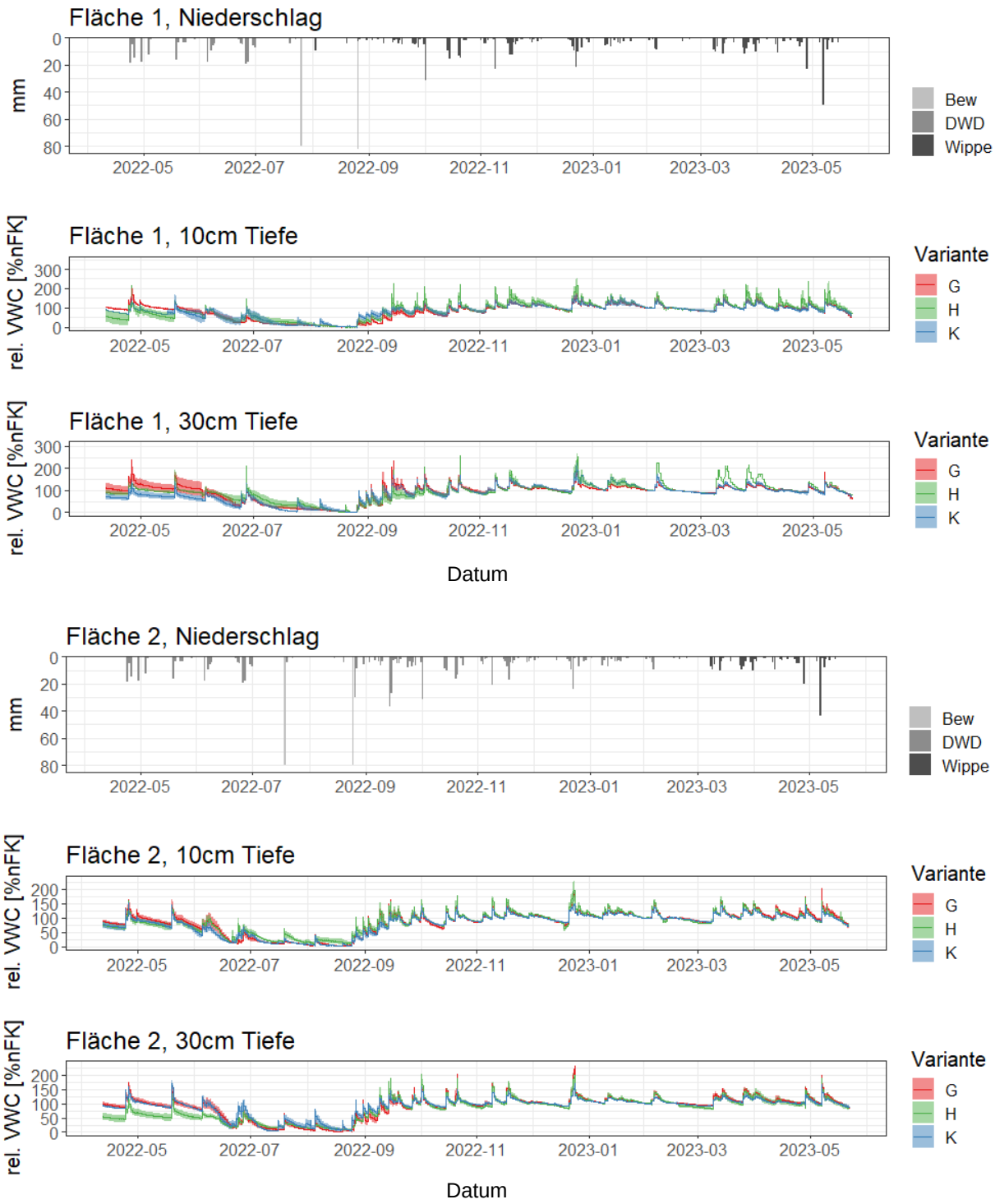


Abbildung 11: Zeitreihen der relativen volumetrischen Bodenfeuchten [% nFK], aufgeteilt nach Fläche, Tiefenstufe und Variante. *Es sind jeweils die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes aufgetragen. Für beide Flächen sind außerdem Niederschlagswerte geplottet, die sich aus den Daten der Niederschlagsstation 731 des Deutschen Wetterdienstes (DWD), den Bewässerungsdaten (Bew) und den flächeneigenen Daten der Niederschlagskippwaagen (Wippe) zusammensetzen. Die Stichprobengröße war standardmäßig n = 5, Abweichungen ergaben sich durch die Datenplausibilisierung für einzelne Zeitabschnitte und sind Anhang E, Abb. 22 - 27 zu entnehmen. (Quelle: Eigene Abbildung)*

Tabelle 6: Mittelwerte der relativen und absoluten Bodenfeuchte. *Es ist jeweils der über die gesamte Zeitreihe aggregierte Mittelwert ± Standardfehler pro Fläche, Tiefenstufe und Variante aufgeführt.*

Fläche	Tiefe	Variante	VWC [m^3/m^3]	Rel. VWC [% nFK]
1	10 cm	K	0,205 ± 0,034	0,836 ± 0,091
1	10 cm	H	0,199 ± 0,026	0,882 ± 0,128
1	10 cm	G	0,134 ± 0,025	0,825 ± 0,054
1	30 cm	K	0,132 ± 0,042	0,827 ± 0,073
1	30 cm	H	0,160 ± 0,014	0,857 ± 0,104
1	30 cm	G	0,172 ± 0,025	0,914 ± 0,080
2	10 cm	K	0,148 ± 0,017	0,809 ± 0,041
2	10 cm	H	0,232 ± 0,062	0,868 ± 0,071
2	10 cm	G	0,140 ± 0,015	0,857 ± 0,050
2	30 cm	K	0,128 ± 0,015	0,896 ± 0,052
2	30 cm	H	0,221 ± 0,040	0,827 ± 0,082
2	30 cm	G	0,137 ± 0,016	0,897 ± 0,053

Der Differenzenvergleich fokussierte in der Darstellung der Zeitreihen auf die Unterschiede zwischen den jeweiligen Varianten (Abb. 12 und 13). Insgesamt wird deutlich, dass die Unterschiede auf Fläche 1 stärker waren als auf Fläche 2. Es fällt außerdem auf, dass die Differenzen vor allem bei Niederschlagsereignissen hoch ausfielen. Die aufgrund der Datenaufbereitung und Differenzenpaarbildung mit einheitlichen Zeitreihen auftretenden Lücken lassen nur ausschnittsweise Aussagen zu. Vollständige Zeitreihen mit jedoch uneinheitlichen Datenreihen finden sich zum Vergleich in Anhang H, Abb. 28 - 29.

Auf Fläche 1 zeigte sich in 10 cm Tiefe eine klare Tendenz der jeweiligen Differenzenvergleiche (Abb. 12): H - G lag weitestgehend über 0, was ein höheres Niveau der relativen Bodenfeuchtewerte der mit Holzkohle behandelten Mikrostandorte als der mit Terra Preta behandelten Pflanzlöcher andeutet. Dies war für alle verfügbaren Zeitabschnitte der Fall, also sowohl während der Aufsättigungsphase im Herbst als auch für das Ende des Winters mit Beginn der zweiten Vegetationsperiode. Der Unterschied Kontrolle zu Holzkohle hingegen war in den vorliegenden Zeitreihen überwiegend negativ, Variante H war hier also feuchter als Variante K. Die Differenzen zwischen Kontrollgruppe und Terra-Preta-Gruppe waren generell weniger stark ausgeprägt: Die relativen Bodenfeuchten bewegten sich zeitweise auf einem ähnlichen Niveau (Mitte Oktober bis November und Februar bis Mitte März), zeitweise lag K über G (September bis Mitte Oktober), zeitweise lag jedoch auch die Bodenfeuchte der Terra-Preta-Variante über der der Kontrolle (Mitte März bis Mitte Mai).

Für die 30-cm-Tiefenstufe der ersten Fläche ist keine einheitliche Aussage für die gesamte verfügbare Zeitreihe ableitbar, hier muss nach Jahreszeit differenziert werden (Abb. 12). So war die Bodenfeuchte der Terra-Preta-Mikrostandorte im Herbst weitestgehend höher als die Bodenfeuchte der Holzkohle-Standorte. Im späten Winter und zu Frühlingsbeginn kehrten sich

die Verhältnisse genau um. Der Vergleich Kontrolle zu Holzkohle verhielt sich spiegelbildlich zu den beobachteten Bodenfeuchtedifferenzen H - G: Im Herbst lag die Kontrolle über der Holzkohle, mit Ende des Winters und Beginn der Vegetationsperiode waren hingegen die Holzkohle-Standorte feuchter als die Kontrollgruppe. Auch die Differenz K - G zeigte in 30 cm Tiefe einen fast gegensätzlichen Verlauf zum Verlauf in 10 cm Tiefe.

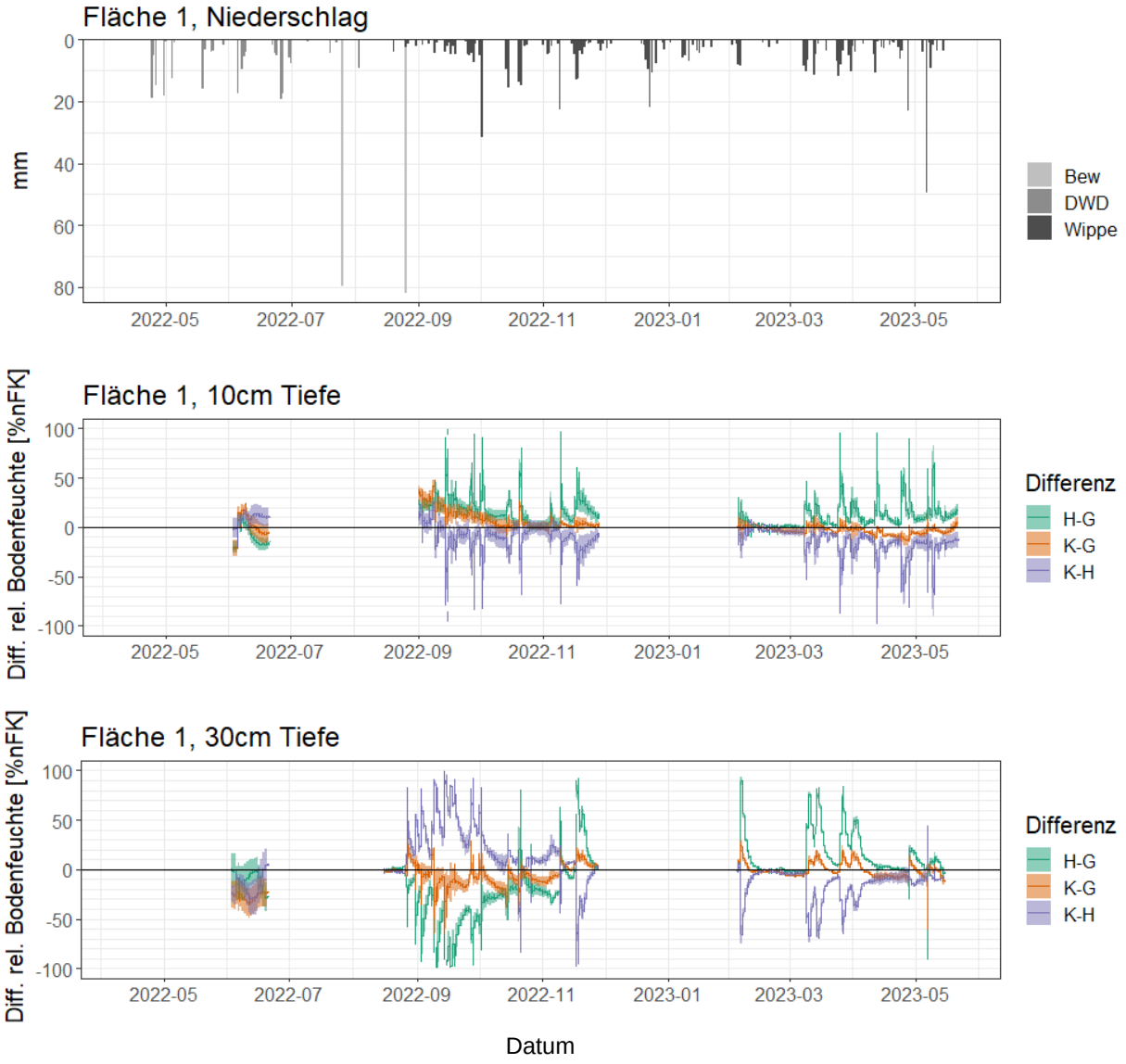


Abbildung 12: Differenzenvergleich der relativen Bodenfeuchten [% nFK], aufgeteilt nach Tiefe und Variante, auf Fläche 1. *Es sind jeweils die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes für die jeweiligen Differenzenpaare aufgetragen, zusätzlich gibt ein Plot Überblick über die Niederschläge (Bew: Bewässerung, DWD: Niederschlagsstation 731 des DWD, Wippe: flächeneigene Niederschlagswippe). Liegen die Differenzen über der schwarz markierten Nulllinie, so waren die Bodenfeuchten der erstgenannten Variante im Mittel höher als die der zweiten Variante. Es sind nur Zeitpunkte aufgetragen, zu denen alle Sonden, deren Datenreihe mindestens zwei Drittel der gesamten Zeitreihe ausfüllte, Daten vorwiesen. Die jeweiligen Stichprobengrößen sind in Anhang F, Tab. 13 aufgeführt. (Quelle: Eigene Abbildung)*

Auf Fläche 2 waren nur in 10 cm Tiefe Unterschiede beobachtbar, wenn auch weniger klar und weniger stark ausgeprägt als auf Fläche 1 (Abb. 13): Die Differenzenpaare verhielten sich hier im Herbst und Winter ähnlich wie auf der anderen Fläche, ab etwa Februar jedoch wurden diese Tendenzen weniger eindeutig. Ab April waren sowohl H - G und K - G wie auch K - H tendenziell negativ, schnitten allerdings auch immer wieder die Nulllinie. Auf Fläche 2 waren für die Tiefenstufe 30 cm keine klaren, für längere Zeitabschnitte konsistente Tendenzen der Differenzen zu erkennen. Eine Ausnahme bildeten hier die ersten zwei bis drei Monate der Zeitreihe, während der die Holzkohle-Mikrostandorte klar feuchter waren als die Kontrolle und die Terra-Preta-Mikrostandorte wiederum eine höhere Bodenfeuchte aufwiesen als die Holzkohle-Gruppe.

Abbildung 13: Differenzenvergleich der relativen Bodenfeuchten [% nFK], aufgeteilt nach Tiefe und Variante, auf Fläche 2. *Es sind jeweils die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes für die jeweiligen Differenzenpaare aufgetragen, zusätzlich gibt ein Plot Überblick über die Niederschläge (Bew: Bewässerung, DWD: Niederschlagsstation 731 des DWD, Wippe: flächeneigene Niederschlagswippe). Liegen die Differenzen über der schwarz markierten Nulllinie, so waren die Bodenfeuchten der erstgenannten Variante im Mittel höher als die der zweiten Variante. Es sind nur Zeitpunkte aufgetragen, zu denen alle Sonden, deren Datenreihe mindestens zwei Drittel der gesamten Zeitreihe ausfüllte, Daten vorwiesen. Die jeweiligen Stichprobengrößen sind in Anhang F, Tab. 13 aufgeführt. (Quelle: Eigene Abbildung)*

Der Vergleich der Feldkapazitäten, permanenten Welkepunkte und nutzbaren Feldkapazitäten ergab zum Teil signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (Tab. 7). Da keine signifikanten Interaktionen zwischen dem Prädiktor „Variante“ und dem Prädiktor „Tiefenstufe“ gefunden wurde, wurden die Vergleiche aggregiert für beide Tiefenstufen durchgeführt. Auf Fläche 2 konnte für die mit Holzkohle behandelten Standorten eine signifikant höhere FK sowie ein signifikant höherer PWP als für die Kontroll- und Terra-Preta-Gruppe beobachtet werden. Auf Fläche 1 war der PWP der Holzkohle-Variante signifikant höher als der PWP der Varianten K und G. Die absoluten Höhen der mittleren FK-, PWP- und nFK-Werte ± Standardfehler sind aus Balkendiagrammen in Anhang H, Abb. 30 - 32 abzulesen.

Tabelle 7: Signifikanzniveaus des Vergleichs zwischen FK, PWP und nFK pro Fläche. *Der Vergleich bezieht sich jeweils auf die in der ersten Spalte genannten Varianten. Ist das Feld grün markiert, so stieg der jeweilige Parameter von der erst- zur zweitgenannten Variante hin an. Im Falle einer roten Markierung nahm der Wert ab. Die Signifikanzniveaus ohne einflussreiche Datenpunkte sind in Klammern angegeben. Die Stichprobengröße betrug maximal n = 10, wich jedoch in vielen Fällen aufgrund unvollständiger Datensätze davon ab (siehe Anhang F, Tab. 12 für die jeweilige exakte Stichprobengröße).*

	Fläche 1			Fläche 2		
	FK	**PWP**	**nFK**	**FK**	**PWP**	**nFK**
K : H		* (***)		** (**)	*** (***)	
K : G						
H : G		* (***)		** (**)	*** (***)	

3.4 Anwuchserfolg der Traubeneiche

Die bei der Vegetationsaufnahme erfassten Vitalitäten der Traubeneichen (lebende gegenüber toten Bäumen) sind aufgeteilt nach Fläche und Variante in Tabelle 8 zusammengefasst. Unabhängig von der Variante betrugen die Ausfälle insgesamt 55,33 % auf Fläche 1 und 46,67 % auf Fläche 2 (n = 150).

Deutliche Unterschiede zeigten sich auf Fläche 1 zwischen den Varianten K und H: Innerhalb der Kontrollgruppe war die Mortalitätsrate ein Jahr nach Pflanzung ungefähr doppelt so hoch wie die Überlebensrate, auf den mit Holzkohle behandelten Mikrostandorten hingegen lebten zu Beginn der zweiten Vegetationsperiode mehr Traubeneichen als abgestorben waren (60 % gegenüber 40 %, n = 50). Dieser Unterschied war signifikant (*, n = 50, Tab. 9). Auch in der Terra-Preta-Gruppe waren die Ausfälle hoch (62 %, n = 50), sodass diese Variante eine signifikant höhere Mortalität (*, n = 50 und n = 25 , Tab. 9) hatte als die Holzkohle-Variante.

Tabelle 8: Überlebensrate der Traubeneichen-Jungbäume ein Jahr nach Pflanzung. *Aufgeteilt nach Fläche und Variante ist jeweils die Anzahl überlebender und toter Bäume in absoluter Höhe und als prozentualer Anteil aufgeführt. Zusätzlich wurde nach Stichprobengröße unterschieden: Die Vitalitätsaufnahme mit n =25 pro Variante und Fläche beinhaltet alle Bäume, die mit einer Baumnummer versehen Teil des zentralen Versuchsaufbaus sind (vgl. Abb. 2). n =50 beinhaltet darüber hinaus Bäume, die im Randgebiet der Flächen gepflanzt wurden und nicht mit einer Baumnummer versehen wurden (und damit auch weder bodenchemisch beprobt werden noch mit Bodenfeuchtesensoren ausgestattet sind).*

	n = 25				**n = 50**			
	Fläche 1		**Fläche 2**		**Fläche 1**		**Fläche 2**	
	Lebt	Tot	Lebt	Tot	Lebt	Tot	Lebt	Tot
K	8 (32 %)	17 (68 %)	14 (56 %)	11 (44 %)	18 (36 %)	32 (64 %)	31 (62 %)	19 (38 %)
H	13 (52 %)	12 (48 %)	11 (44 %)	14 (56 %)	30 (60 %)	20 (40 %)	26 (52 %)	24 (48 %)
G	6 (24 %)	19 (76 %)	11 (44 %)	14 (56 %)	19 (38 %)	31 (62 %)	23 (46 %)	27 (54 %)

Tabelle 9: Signifikanzniveaus des Vergleiches der Überlebenswahrscheinlichkeiten ein Jahr nach Pflanzung, aufgeteilt nach Fläche und Stichprobengröße. *Die farbliche Codierung gibt die Richtung der Abweichung an: Hatte die in der ersten Spalte zweitgenannte Variante eine höhere Überlebensrate, so ist das entsprechende Tabellenfeld grün eingefärbt. Bei einer niedrigeren Anzahl lebender Bäume ist das Feld rot markiert.*

	n = 25		**n = 50**	
	Fläche 1	**Fläche 2**	**Fläche 1**	**Fläche 2**
K : H			*	
K : G				
H : G	*		*	

4 DISKUSSION

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse, aufgeteilt nach Themenbereich, diskutiert. Hierbei werden zunächst die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst, bevor die Interpretation und eine Einordnung in die Studienlage erfolgt.

4.1 Bodenphysikalische Parameter

Abbildung 14: Skelettanteil einer Bodenprobe der Variante H. *Exemplarisch ist hier die Zusammensetzung des Grobbodens dargestellt, wie er nach manueller Siebung (Maschenweite 2 mm) zurückblieb. Gut erkennbar sind die vielen Kohlepartikel. (Quelle: Eigene Abbildung)*

Die erhobenen bodenphysikalischen Parameter zeigten einen ca. 60 ± 14 % höheren Skelettanteil der Holzkohle-Bodenproben gegenüber der Kontrolle. Dies ist höchstwahrscheinlich durch die Kohlepartikel zu erklären, die einen großen Teil des Bodenskeletts ausmachten (Abb. 14). Die Annahme, dass nur der Feinboden mit einer Partikelgröße < 2 mm die Bodeneigenschaften beeinflusst (Blume et al., 2011) und deshalb standardmäßig alleinig für die Analytik aufbereitet wird, kann an dieser Stelle in Frage gestellt werden. Es ist zwar richtig, dass auch Holzkohlepartikel bei steigendem Partikeldurchmesser ein sinkendes Oberflächen-Volumen-Verhältnis aufweisen, jedoch nimmt nur die äußere Oberfläche im Verhältnis zum Volumen ab, während die innere Oberfläche in einem konstanten Verhältnis zur Oberfläche steht. Es ist deshalb aufgrund der generell sehr großen inneren Oberfläche von Biochar (Hue, 2020; Lehmann & Joseph, 2009) davon auszugehen, dass auch Kohlepartikel > 2 mm maßgeblichen Einfluss auf die Bodeneigenschaften nehmen können. Etwa ist vorstellbar, dass sie über eine Erhöhung der spezifischen Bodenoberfläche die KAK und die einzelnen Konzentrationen austauschbarer Kationen verändern. Auch ein Einfluss auf den pH-Wert ist durch funktionelle alkalische Gruppen der inneren Oberflächen von Biochar (Fidel et al., 2017) denkbar. Insgesamt schwankt die Größe der inneren Biocharoberfläche jedoch in einem weiten Bereich von 1,5 bis 500 m^2/g (Hue, 2020) und ist stark von den Pyrolysebedingungen abhängig: Mit höherer HTT steigt die Anzahl der Nanoporen, diese können jedoch ab einer HTT von 700 - 750 °C auch wieder einbrechen und dadurch die Oberfläche verkleinern (ebd.). Für die im vorliegenden Projekt eingesetzte Kohle wurde keine Quantifikation der inneren Oberfläche vorgenommen, weswegen der Einfluss von Kohlepartikeln > 2 mm nicht abgeschätzt werden kann. Außerdem wurde entschieden, für die Laboranalytik nach bodenkundlicher Konvention nur den Feinboden < 2 mm aufzubereiten, da die Analyse der Partikelgröße > 2 mm methodische Hürden birgt, wie etwa die Sicherstellung repräsentativer Probenvolumina ohne Zerkleinerung und damit Veränderung des Probenmaterials. Generell ist jedoch bei der Betrachtung der Ergebnisse zu erwägen, dass diese nur die Eigenschaften des Feinbodens widergespiegeln und ein möglicher Effekt des Grobbodens

vernachlässigt wurde. Dies gilt vor allem für die Variante Holzkohle und in geringerem Maße auch für die Terra-Preta-Variante.

Als zweites bodenphysikalisches Ergebnis wurde eine niedrigere Feinbodendichte der mit Holzkohle behandelten Standorten gegenüber der Kontrolle gefunden. Dies lässt sich ebenfalls durch die angenommene geringere Dichte der Kohle erklären: So ist diese zwar abhängig von der Verwitterung, aber mit durchschnittlich 2 g/cm^3 (Sorrenti et al., 2016) liegt sie im Schnitt niedriger als die von Quarzpartikeln, welche mit 2,65 g/cm^3 (Amelung et al., 2018) in Sandböden standardmäßig als Dichte der Bodenfestsubstanz angenommen wird.

Die beiden Beobachtungen können als Hinweis dafür gedeutet werden, dass der Einsatz der Holzkohle zu einer Veränderung der physikalischen Bodeneigenschaften *in situ* führte. Dies ist relevant, da die Textur und Porosität einen direkten Einfluss auf die bodenchemischen Parameter und die Bodenfeuchte nehmen können, welche in den nächsten beiden Kapiteln diskutiert werden.

4.2 Bodenchemische Parameter

In diesem Kapitel werden zunächst die beiden Flächen bezüglich ihrer bodenchemischen Eigenschaften vor Versuchsbeginn (Variante N) analysiert und hierbei vor allem Unterschiede in den Standortsvoraussetzungen herausgearbeitet. Anschließend wird ein möglicher Effekt der Pflanzung diskutiert (N : K, N : H, N : G). Schließlich wird auf gefundene Unterschiede zwischen den Holzkohle- und Terra-Preta-Varianten im Vergleich zur Kontrollgruppe eingegangen (K : H und K : G). Für die Interpretation der bodenchemischen Parameter vor Versuchsbeginn sowie für die Diskussion eines möglichen Effekts durch die Pflanzung wird auf allgemeine bodenkundliche Zusammenhänge zurückgegriffen.

4.2.1 Bodenchemische Standortseinschätzung vor der Pflanzung

Insgesamt waren beide Flächen mit einem $pH_{H2O} < 5$ relativ sauer, was darauf hindeutet, dass sie sich in einem fortgeschrittenen Stadium der Bodenentwicklung befinden: Die Bodenpufferprozesse sind so wahrscheinlich bereits zum Teil durchlaufen und die beiden Böden können damit im Pufferbereich starke Säure/Silikat eingeordnet werden, der ab einem $pH_{KCl} < 5{,}2$ beginnt (Lang, 2021). Unterhalb des genannten pH-Wertes wird Al^{3+} als austauschbares Kation relevant und aufgrund seiner Phytotoxizität potentiell problematisch (Kome et al., 2018). Auf beiden Flächen lag außerdem der pH_{H2O} unter dem pH_{KCl}, was darauf schließen lässt, dass sich die Azidität nicht nur aus der aktuellen Azidität und einer eventuellen Reserveazidität zusammensetzt, sondern auch aus einer durch K^+ austauschbaren Azidität, bestehend aus Al^{3+} und H^+ (Amelung et al., 2018).

Der Vergleich der Versuchsflächen vor Pflanzung zeigte zunächst einen signifikant niedrigeren pH-Wert auf Fläche 2. Die KAK war auf beiden Flächen ungefähr gleich hoch, lag mit < 30 $\mu mol_c/g$ jedoch auf einem insgesamt geringen Niveau (Liu et al., 2013), was für eine

eingeschränkte Nährstoffverfügbarkeit beider Standorte spricht. Fläche 1 fiel mit einem sehr viel höheren Basenreichtum auf, wohingegen die KAK der zweiten Versuchsfläche weitestgehend durch Aluminium bestimmt war. Während sich das C/N-Verhältnis nicht zwischen den Flächen unterschied, so hatte Fläche 1 einen etwas höheren Kohlenstoff- wie auch Stickstoffgehalt. Insgesamt passen diese Beobachtungen zur Standortskartierung (siehe Kapitel 2.1): Hier wurde Fläche 1 als basenreicher und tiefgründiger verbraunt kartiert. Die bodeneigenen Puffersysteme sind so anscheinend auf Fläche 2 schon stärker durchlaufen, sodass vermutlich deswegen der pH-Wert niedriger und der Anteil saurer Kationen an der KAK höher war. Möglicherweise spielt hier auch die feinkörnigere Textur eine Rolle, denn die Bodenartbestimmung stufte zwar beide Flächen als sandigen Sand, Fläche 1 jedoch als mittelsandigen Feinsand und damit feinkörniger als den feinsandigen Mittelsand von Fläche 2 ein. Da feinkörnige Böden durch ihr hohes Oberflächen-Volumen-Verhältnis eine größere spezifische Oberfläche besitzen, könnten die auf diesem Standort vermehrt vorkommenden reaktiven Oberflächen eine höhere Säureneutralisationskapazität zur Folge haben. Der insgesamt geringe Anteil basischer Kationen auf beiden Flächen, was einen potenziellen Nährstoffmangel vermuten lässt, könnte neben dem pH-Wert auch durch die forstwirtschaftliche Nutzung begünstigt worden sein, die durch Vollbaumnutzung den Entzug basischer Kationen bei der Holzernte bewirkt (Kölling et al., 2007). Dass Fläche 2 außerdem einen niedrigeren C-Gehalt aufwies, passt ebenfalls zur Bodenartbestimmung, welche auf Fläche 2 einen feinsandigen Mittelsand fand: Grobkörnige Böden enthalten typischerweise weniger organische Festsubstanz (Amelung et al., 2018). Insgesamt jedoch fand die durchgeführte Bodenartbestimmung von der Standortskartierung abweichende Ergebnisse: Während letztere die Textur beider Flächen als „schwach lehmigen Sand“ angab, wurde bei der Fingerprobe kein Lehmanteil festgestellt. Für diese Abweichung sind mehrere Gründe denkbar. Einerseits homogenisiert die vorliegende Standortskartierung über viel größere Areale und kann aufgrund dieser großen Auflösung keine kleinräumigen Unterschiede darstellen. Andererseits wurde die Bodenartbestimmung nur anhand der aus 10 - 30 cm Tiefe entnommenen Proben durchgeführt und es ist daher möglich, dass durch Lessivierung verlagerte Tonteilchen in tiefere Bodenschichten verlagert wurden. Gerade beim vorliegenden Bodentyp der Bänderparabraunerde ist dies vorstellbar. Auch eine Abweichung aufgrund unterschiedlicher subjektiver Einschätzungen ist denkbar.

Zusammenfassend ist auf beiden Flächen, besonders jedoch auf Fläche 2, trotz Kalkung im Jahre 2014 aufgrund eines niedrigen pH-Wertes bei gleichzeitiger Basenverarmung von einem Nährstoffmangel und einem erhöhten Risiko für Al-Toxizität auszugehen. Al^{3+} kann das Wurzelwachstum hemmen und damit in der Folge die Pflanze empfindlicher für Trockenstress machen (Amelung et al., 2018). Damit sind beide Standorte potenziell für bodenverbessernde Maßnahmen im Rahmen von Aufforstungen geeignet, um die Nährstoffverfügbarkeit und möglicherweise auch den Bodenwasserhaushalt aufzuwerten.

4.2.2 Effekt durch die Pflanzung

Generell wurden auf Fläche 2 mehr und stärker signifikante Unterschiede von vor der Pflanzung zu den drei Varianten nach der Pflanzung (N : K, N : H, N : G) festgestellt, als auf Fläche 1. Dies kann durch die vor Pflanzung vorliegenden bodenchemischen Eigenschaften erklärt werden: Durch die höhere Azidität und Basenarmut sowie die niedrigeren C- und N-Gehalte auf der zweiten Fläche ist denkbar, dass diese Fläche in stärkerem Maße auf Eingriffe reagiert, die dem Boden Nährstoffe, Austauscheroberflächen und organische Substanz zuführen.

Beide Flächen zeigten jedoch mehr Effekte durch die Pflanzung an sich als durch die Zugabe von Holzkohle bzw. Terra Preta. Es ist davon auszugehen, dass durch den Bodenaushub bei der Pflanzung organisches Material und humusreicher Oberboden in die Tiefe verlagert wurde. Nach Bohrung der ca. 50 cm tiefen Pflanzlöcher wurde nämlich das ausgehobene Material am Rand der Löcher aufgeschüttet, bevor diese nach eventueller Vermischung mit der Holzkohle bzw. mit Terra Preta wieder verfüllt wurden. Insgesamt fand also eine starke Durchmischung des Bodenprofils bis in etwa 50 cm Tiefe statt. Oberirdische Streu und Teile der organischen Auflage können bei diesem Prozess in tiefere Bodenschichten verlagert worden sein. Bei der Bodenprobenahme ein Jahr nach Pflanzung waren in einigen Profilen sogar unzersetzte organische Materialien wie Teile der Grasnarbe makroskopisch sichtbar. Das ist ein weiterer Hinweis dafür, dass eine solche Verlagerung stattgefunden haben könnte und wahrscheinlich auch leichter zersetzbares oder bereits zersetztes organisches Material in 10 - 30 cm Tiefe transportiert wurde.

4.2.2.1 Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt

Die Verlagerung organischer Substanz in den Mineralboden erhöhte so womöglich den C-Gehalt der Bodenproben in 10 - 30 cm Tiefe durch direkten Humuseintrag und durch Humusbildung von verlagerter leicht zersetzbarer Streu. Eine andere mögliche Erklärung ist ein jahreszeitlicher Effekt, denn die erste Probenahme erfolgte am 23.03.2022 und die zweite am 28.04.2023. Grundsätzlich unterliegt der Gehalt organischer Substanz einer jahreszeitlichen Variabilität (Amelung et al., 2018). Es ist jedoch anzunehmen, dass dieser Effekt gegenüber der intensiven Vermischung des Bodenaushubs vernachlässigbar klein ist, denn der C-Gehalt nahm von Variante N zu K um mehr als die Hälfte auf beiden Flächen zu (siehe Anhang C, Abb. 20). Für einen vorwiegenden Effekt durch die Pflanzung und einen geringeren jahreszeitlichen Einfluss spricht zusätzlich die deutliche Zunahme des Standardfehlers, welche sowohl für Fläche 1 als auch für Fläche 2 ersichtlich war (siehe Anhang C, Abb. 20). Auf Fläche 1 lässt sich aus der Tatsache, dass es keine signifikanten Effekte auf den Kohlenstoffgehalt durch die Biochar- bzw. Terra-Preta-Zugabe im Vergleich zur Kontrollgruppe gab, jedoch aber im Vergleich zur Variante N, schließen, dass tatsächlich der Pflanzungsvorgang ursächlich für den Anstieg des C-Gehaltes war und nicht die Zugabe von Biochar oder Terra Preta. Fläche 2 zeigte hier ein leicht anderes Bild, denn alle Varianten unterschieden sich bezüglich ihres Gehaltes organischen Kohlenstoffes signifikant voneinander, außer Variante H zu Variante G. Deshalb gibt in diesem Fall nur der

Vergleich N : K Aufschluss darüber, dass die Pflanzung an sich einen Effekt auf den Bodenkohlenstoff hatte.

Bezieht man das gesamte Bodenprofil in die Betrachtung ein, so führt eine mechanische Flächenaufbereitung wie die Pflanzlochbohrung generell zu C-Verlusten (Jandl et al., 2007; Löf et al., 2012). Gerade Böden mit sandiger Textur sind anfällig für den Abbau von Kohlenstoff im Nachgang von Flächenvorbereitungen, die die Bodenstruktur stören, und auch Stickstoffverluste treten hier auf (Jandl et al., 2007). Dies widerspricht jedoch nicht der gefundenen Zunahme von organischem Kohlenstoff in 10 - 30 cm Tiefe, denn trotz eines Anstiegs des Kohlenstoffgehaltes in diesem Abschnitt des Mineralbodens kann es insgesamt zu einer Abnahme kommen: So könnte ein möglicher Abbau organischer Substanz im Oberboden den Anstieg in tieferliegenden Schichten übertreffen. Zusätzlich ist unklar, ob die mechanische Bodenvorbereitung, wie sie in den zitierten Studien beschrieben wurde, in gleichem Maße für einen Streueintrag sorgte, wie er wahrscheinlich hier vorlag.

Der Stickstoffgehalt verhielt sich auf Fläche 2 gleich, auf Fläche 1 ähnlich wie der Kohlenstoffgehalt. Obwohl der N-Gehalt von Streu und auch des daraus gebildeten Humus sehr heterogen ist (Castellano et al., 2015), kann hier aufgrund der Parallelität der Effekte des C- und N-Gehaltes von einem Eintrag von Stickstoff durch die Verlagerung organischer Substanz ausgegangen werden. Interessant ist außerdem die Beobachtung auf Fläche 1, dass der Vergleich der Varianten N : H einen weniger starken Effekt auf den Stickstoff- als auf den Kohlenstoffgehalt aufzeigte: Möglicherweise bewirkte hier das weite C/N-Verhältnis der Holzkohle (Chan & Xu, 2009) bei Beimischung von Biochar eine relative Verringerung des Stickstoffeintrages mit sogar eventueller N-Immobilisierung. Passend hierzu ist die Beobachtung, dass sich das C/N-Verhältnis von N zu H und G auf beiden Flächen erhöhte, nicht jedoch von N zu K. Daraus lässt sich schließen, dass sowohl die Holzkohle- als auch die Terra-Preta-Beimischung ein weiteres C/N-Verhältnis haben als der ursprüngliche Boden.

4.2.2.2 pH, KAK, Basensättigung und Kationenkonzentrationen

Organisches Material ist neben einer C- und N-Quelle auch eine Quelle basischer Kationen (Hongve et al., 2000). Alle basischen Kationen nahmen von vor der Pflanzung zur Kontrollgruppe nach der Pflanzung zu, mit Ausnahme vom Kalium, das auf Fläche 2 keine signifikante Veränderung und auf Fläche 1 nur eine eingeschränkt signifikante Zunahme zeigte. Dieser Anstieg könnte einerseits durch den direkten Eintrag basischer Kationen zustande gekommen sein, andererseits könnte dies auch indirekt durch eine Erhöhung der KAK geschehen sein: Die Kationenaustauschkapazität nahm nämlich ebenfalls von N zu K auf beiden Flächen zu. Das bedeutet, dass sich die Anzahl negativ geladener Austauscherflächen der Bodenfestsubstanz durch die Pflanzung erhöhte. Aufgrund des geringeren Tonmineralgehaltes trägt die organische Substanz in Sandböden maßgeblich (zu durchschnittlich 75 %) zur KAK bei (Amelung et al., 2018). Die Zufuhr organischer Festsubstanz, welche aufgrund ihrer funktionellen Gruppen eine Vielzahl variabler Ladungen besitzt, könnte deshalb zu einer signifikanten Erhöhung der Kationenaustauschkapazität geführt haben. Somit erhöhte sich womöglich das

Sorptionsvermögen des Bodens, wodurch sich die Retention von Nährstoffen verbesserte, sodass so vermutlich mehr basische Kationen austauschbar gebunden werden konnten. Anscheinend stiegen die Konzentrationen der basischen Kationen überproportional zur KAK an (Abb. 9), sodass die Basensättigung ebenso durch die Pflanzung zunahm. Außerdem nahmen die Konzentrationen der Al^{3+}- und Fe^{3+}-Kationen signifikant oder tendenziell nach Pflanzung ab, was die Basensättigung bei einem gleichzeitigen Anstieg der KAK womöglich erhöhte. Die Abnahme der sauren Al^{3+}-Ionen und Fe^{3+}-Ionen könnte durch eine stattgefundene Komplexierung zu erklären sein: Diese beiden Kationen bilden mit sauren Gruppen der Huminstoffe metallorganische Komplexe (ebd.), wodurch sie unlöslich werden und nicht mehr pflanzenverfügbar sind. Bemerkenswert ist beim Vergleich N : K der tendenzielle oder signifikante Anstieg von Mangan, einem ebenfalls sauren Kation, das metallorganische Komplexe eingehen kann. Hier müssen also andere Prozesse als die Komplexierung abgelaufen sein. Mangan wird im Laufe der Podsolierung stärker und schneller ausgewaschen als Eisen und Aluminium (ebd.); möglicherweise mobilisierte also eine Podsolierung, die im Jahresverlauf nach der Pflanzung einsetzte, Mangan aus überliegenden Bodenschichten in 10 - 30 cm Tiefe. Denkbar ist auch eine Veränderung des Redoxpotentials des Bodens, die diese Mobilisierung begünstigte: Im reduktiven Milieu ist Mangan mobiler als etwa Eisen (ebd.).

Der pH-Wert in Wasser stieg von Variante N zu K nur tendenziell oder nicht eindeutig signifikant an. Auffällig war auch der hohe Standardfehler der Kontrollgruppe im Vergleich zur Variante vor Pflanzung (siehe Anhang C, Abb. 17). Das lässt eine sehr heterogene Stichprobe vermuten und viele Einflussfaktoren sind hier denkbar. Der pH-Wert unterliegt generell einem starken Jahresgang (Lang & Kayser, 2021). Etwa könnte zum späteren Zeitpunkt der Probenahme nach Pflanzung bereits eine verstärkte Mineralisierung durch höhere Bodentemperaturen und stärkere biologische Bodenprozesse eingesetzt haben. Dies führte durch CO_2-Abgabe womöglich zu einer Absenkung des pH-Wertes, die möglicherweise eine pH-Wert-Erhöhung durch die Komplexierung saurer Kationen aufgrund des Eintrags organischer Substanz überlagerte. Es ist außerdem denkbar, dass die Tiefendurchmischung mit organischer Bodensubstanz generell zu einer erhöhten Mineralisierung und damit CO_2-Freisetzung führte. Dies ist jedoch spekulativ und es ist keine eindeutige Aussage zu den zugrundeliegenden Prozessen möglich. Durch die Abnahme der Al^{3+}-Kationen nach Pflanzung wäre eine Verringerung der austauschbaren Azidität zu erwarten, die sich in einer Erhöhung des in KCl gemessenen pH-Wertes niederschlagen würde. Dieser Effekt konnte jedoch nicht beobachtet werden, allerdings waren die Standardfehler der pH_{Kcl}-Messung innerhalb der Kontrollgruppe noch höher als die der pH_{H2O}-Messung, was wiederum auf eine sehr heterogene Grundgesamtheit hindeutet.

4.2.3 Effekt durch die Holzkohle bzw. das Holzkohle-Kompost-Gemisch

Auch für den Vergleich der Varianten K zu H und G wurden für die zweite Versuchsfläche insgesamt mehr und stärker signifikante Unterschiede gefunden. Dies lässt sich wahrscheinlich ebenfalls durch die unterschiedlichen Standortsbedingungen erklären: Biochar verändert die bodenchemischen Eigenschaften eines Standortes besonders dann, wenn er sauer, nährstoffarm und grobkörnig ist (Biederman & Harpole, 2013; Johanis et al., 2022; Joseph et al., 2021). Da

sich hier die Unterschiede zwischen den Flächen als besonders prägnant erwiesen, werden in diesem Unterkapitel zunächst die Effekte diskutiert, die auf beiden Versuchsstandorten beobachtet wurden und dann die Effekte betrachtet, die nur auf Fläche 2 auftraten.

4.2.3.1 Effekte beider Flächen

Durch die Holzkohle- und Terra-Preta-Beimischung wurde eine höhere Konzentration austauschbaren Kaliums im Vergleich zur Kontrolle gefunden. Diese Beobachtung ist kongruent mit den in der Literatur beschriebenen Effekten von Biochar, nämlich, dass eine Kohlezugabe vor allem zu einem Anstieg der K^+-Konzentration führt, welches aufgrund seiner guten Löslichkeit eine hohe direkte Pflanzenverfügbarkeit hat (Hue, 2020; Li et al., 2018). Dieser direkt aus der Kohle stammende Nährstoff steht dem Boden jedoch aufgrund von Auswaschungs- und Biomasseeinbauprozessen wahrscheinlich nicht langfristig zur Verfügung (ebd.). Erwähnenswert ist in diesem Zusammenhang auch die Tatsache, dass aus Holz hergestellte Kohle im Vergleich zu anderen Substraten die wenigsten Nährstoffe enthält: Nährstoffreicher ist Biochar aus krautigen Pflanzen oder gar aus tierischem organischen Material (Dai et al., 2017). Interessant ist hier außerdem die Tatsache, dass der Effekt auf die K^+-Konzentration durch Terra Preta höher war als durch reine Holzkohle. Es sind an dieser Stelle Synergieeffekte der gleichzeitigen Kompostierung von Biochar und organischem Material denkbar, die beispielsweise durch eine Erhöhung der Biochar-eigenen KAK im Laufe des Kompostiervorgangs zu einer höheren Retentionskapazität des durch die Holzkohle zur Verfügung gestellten Kaliums beigetragen haben könnte. Eine solche wechselseitige Aufwertung beider Materialien und speziell eine Erhöhung der KAK wurde bereits in der Literatur beschrieben (Antonangelo et al., 2021; Schulz et al., 2013), jedoch wurde bisher keine verbesserte Verfügbarkeit von Kalium durch ein Biochar-Kompost-Gemisch im Vergleich zu reiner Biochar gefunden. Möglich ist auch ein direkter Eintrag von Kalium durch den angenommenen basenreichen Kompost. Für die basischen Kationen Ca^{2+} und Mg^{2+} wurde in Studien bereits ein Effekt durch eine Kohle-Kompost-Mischung gefunden, wie das Review von Antonangelo et al. (2021) zeigt. Dies wäre auch aufgrund des Basenreichtums von Laubstreu (Kölling et al., 2007), welche unter anderem als Substrat für den Kompost diente, zu erwarten gewesen. Jedoch wurde diesbezüglich nur auf Fläche 2 ein Effekt für Calcium gefunden, dessen Konzentration in den mit Terra Preta behandelten Standorten höher war als bei der Kontrolle. Andere basische Kationen stiegen auf beiden Flächen nicht signifikant an. Vorstellbar ist hier eine Überlagerung der Kompostwirkung durch den Pflanzungseffekt, der die Konzentration basischer Kationen möglicherweise schon so weit ansteigen ließ, dass der zusätzliche Nährstoffeintrag aus dem Kompost das Sorptionsvermögen des Bodens überschritt und zu einer Nährstoffauswaschung führte. Untersuchungen des Sickerwassers wären an dieser Stelle aufschlussreich, um Auswaschungsprozesse beurteilen zu können.

Auch wurde keine signifikante Verringerung des austauschbaren Al^{3+}, Fe^{3+} und H^+ gefunden. Allein auf Fläche 2 für die Variante G wurde eine tendenzielle Abnahme der Aluminium-Konzentration beobachtet. Biochar birgt bekannterweise das Potential, saure Al^{3+}-Kationen an oxidierte funktionelle Gruppen auf der Kohleoberfläche durch Adsorption, Komplexierung und Kopräzipitation zu binden (Li et al., 2018; Qian & Chen, 2014; Shetty et al., 2021), die damit der

austauschbaren Fraktion entzogen werden und nicht mehr phytotoxisch wirken können. Hier konnte ein solcher Effekt jedoch nicht reproduziert werden und es ist denkbar, dass der Pflanzungsprozess, der bereits zu einer Al-Verringerung führte, die Effekte wiederum überlagerte. Aufschlussreich werden hier die weitergehenden Untersuchungen zu den langfristigen Effekten durch die Holzkohle- bzw. Terra-Preta-Applikation in den folgenden Jahren sein. Eine Verringerung des austauschbaren Eisens, wie es ebenfalls durch die Pflanzung beobachtet wurde, könnte aufgrund des durch die Kohle- und Terra-Preta-Behandlungen nicht signifikant angestiegenen pH-Wertes ausgeblieben sein, denn die Menge austauschbarer Fe^{3+}-Kationen korreliert negativ mit der Höhe des pH-Wertes (Amelung et al., 2018).

Als weiterer signifikanter Effekt, der auf beiden Versuchsflächen auftrat, ist der Anstieg des C/N-Verhältnisses durch die Holzkohle-Behandlung zu nennen. Der Effekt durch die Zugabe des Terra-Preta-Gemischs war nur auf Fläche 2 eindeutig signifikant und auf Fläche 1 war dieser Anstieg nur ohne einflussreiche Datenpunkte signifikant. Die Erweiterung des C/N-Verhältnisses von 20,98 ± 0,81 auf 30,84 ± 3,26 (Fläche 1) und von 19,98 ± 0,53 auf 28,32 ± 1,61 (Fläche 2) durch die Holzkohle-Zugabe lässt sich durch das weite C/N-Verhältnis von Kohle begründen: Dieses variiert zwar beträchtlich je nach Ausgangsmaterial, ist jedoch allgemein hoch (Chan & Xu, 2009). Kocsis et al. (2022) gaben Werte von 111 - 143 für Kohle aus Nadel- oder Laubholz an, Chan und Xu (2009) hingegen schlugen einen mittleren Wert von C/N = 65 für Holzkohle vor. Doch auch wenn diese Angaben stark auseinander gehen, ist klar, dass das C/N-Verhältnis von Kohle weit über dem des vorliegenden Bodens liegt. Auch für Kompost aus Blatt- und Zweigwerken ist ein C/N-Verhältnis zu erwarten, das über dem der Kontrollgruppe liegt: Dieses sinkt zwar im Laufe der Kompostierung durch mikrobielle Veratmung von organischem Kohlenstoff zu CO_2, liegt aber nach Hidayanti et al. (2013) typischerweise im Bereich von 20 - 30 und nach Amelung et al. (2018) für Blätter der Rotbuche (*F. sylvatica* L.) gar bei 30 - 50. Weite C/N-Verhältnisse stellen ein Mineralisationshemmnis dar und schränken damit die Nachlieferung von Nährstoffen, die in der organischen Festphase gebunden sind, ein (Amelung et al., 2018). Gerade eine N-Immobilisierung ist in diesem Zusammenhang problematisch und als Grenzwert wird hier häufig ein C/N-Verhältnis von 25 - 30 vorgeschlagen (Chan & Xu, 2009). Fraglich ist jedoch, inwieweit das C/N-Verhältnis von Kohle und das von mit Kohle behandeltem Boden tatsächlich Einfluss auf die mikrobiellen Bodenprozesse hat, da der in Kohle gebundene Kohlenstoff weitestgehend biologisch rekalzitrant ist (ebd.). Für Terra-Preta-Böden wurde gar bei weiterem C/N-Verhältnis im Vergleich zu umliegenden Böden eine höhere N-Verfügbarkeit gefunden; andere Studien fanden allerdings eine niedrigere Stickstoffaufnahme bei Zugabe von Biochar (ebd.). Aufgrund der Unsicherheit darüber, welche Auswirkungen ein durch Kohle erweitertes C/N-Verhältnis auf die Mineralisation hat, wird an dieser Stelle bezüglich des Effekts auf das C/N-Verhältnis der Einsatz von Terra Preta gegenüber dem Einsatz reiner Holzkohle bevorzugt: Für Variante G stieg das C/N-Verhältnis lediglich auf 25,22 ± 0,97 (Fläche 1) und auf 25,54 ± 0,68 (Fläche 2) an.

Auf keiner der Versuchsflächen wurde ein signifikanter Anstieg des pH-Wertes durch die Biochar- oder Terra-Preta-Behandlung beobachtet, obwohl es durch die Alkalinität, die Biochar eigen ist (Fidel et al., 2017), zu erwarten gewesen wäre: Ein Großteil der bisher durchgeführten Studien zum Einfluss von Pflanzenkohle auf Waldböden fand einen azidifikationsverringernden Effekt, wie das

Review von Li et al. (2018) aufzeigt. Jedoch werden in dieser Meta-Analyse auch drei Studien erwähnt, die keinen Effekt von Biochar auf den pH-Wert von Waldböden fanden. Dies kann darin begründet liegen, dass der pH-Effekt nicht nur von der vorliegenden Bodenart abhängt (mit einem durchschnittlich höheren Effekt auf vorher sauren Böden (Biederman & Harpole, 2013; Johanis et al., 2022; Joseph et al., 2021)), sondern auch Biochar-abhängig ist (Biederman & Harpole, 2013). Wenn auch Pflanzenkohle im überwiegenden Fall alkalin ist (Fidel et al., 2017), so gibt es manche Kohlen, die eher sauer als basisch reagieren: Biochar aus Hartholz zum Beispiel ist potenziell azid (Johanis et al., 2022). An dieser Stelle wäre eine Analyse der Rückstellproben der Holzkohle, die für den Versuch verwendet wurde, sinnvoll. Ein anderer möglicher Einflussfaktor ist die Post-Pyrolyse-Prozessierung, wie die Studie von Liao und Thomas (2019) darlegt: Die Partikelgröße und -form der Kohle nimmt Einfluss auf den pH-Wert, welcher sich nach Applikation im Boden einstellt. So wurde der größte pH-anhebende Effekt für gesiebte Holzkohle kleiner Partikelgrößen (0,06 - 0,5 mm) gegenüber gemahlenen und größeren (2 - 4 mm) Kohlepartikeln gefunden. Dass die Größe der eingebrachten Holzkohlestücke für den in dieser Arbeit ausgewerteten Versuch nicht vereinheitlicht wurde, erschwert hier die Einordnung der Ergebnisse. Es kann an dieser Stelle nur die Vermutung angestellt werden, dass eine im Schnitt kleinere Partikelgröße günstiger gewesen wäre. Generell ist denkbar, dass der hohe Standardfehler des pH-Wertes der Varianten H und G (siehe Anhang C, Abb. 17) auch auf die Heterogenität der eingebrachten Kohle zurückzuführen ist. Zusätzlich ist hier aber auch eine Überlagerung durch den Pflanzungsprozess denkbar, der zu einer hohen Heterogenität der einzelnen Mikrostandorte durch eine womöglich stark variierende Durchmischung des Bodenaushubs geführt haben könnte, denn der pH-Wert der Variante K wies ebenfalls einen hohen Standardfehler auf.

4.2.3.2 Zusätzliche Effekte auf Fläche 2

Über die bisher genannten Effekte hinaus ergab sich auf Fläche 2 ein signifikanter Anstieg der C- und N-Gehalte durch die Zugabe von Holzkohle und Terra Preta, was mit der Studienlage zu Biochar-Effekten auf Waldböden übereinstimmt (Johanis et al., 2022; Joseph et al., 2021; Li et al., 2018). Insgesamt enthält Kohle aus lignocellulosereichen Ausgangsmaterialen im Vergleich zu Kohle aus anderen Substraten am meisten Kohlenstoff (Dai et al., 2017). Der Anstieg des Kohlenstoffgehaltes war sogar für die Terra-Preta-Variante größer als für die Holzkohle-Variante. Denkbar ist hier, dass das Terra-Preta-Substrat eine höhere Dichte als die Holzkohle hatte und deshalb *per se* einen höheren C-Gehalt pro Volumen aufwies. Dies könnte relevant gewesen sein, da der Bodenaushub auf Grundlage von volumenbezogenen Verhältnissen mit den Substraten vermengt wurde. Denkbar ist bei Variante G auch ein schnellerer Abbau der eingetragenen organischen Substanz aufgrund des geringeren Anteils rekalzitranten Kohlenstoffes, der zu einer vermehrten Humusbildung und verstärkten Festlegung in mikrobieller Biomasse geführt haben könnte (Amelung et al., 2018). Begünstigender Faktor kann hier das niedrigere C/N-Verhältnis und der leicht höhere pH-Wert der Terra-Preta-Standorte sein. Generell korreliert ein engeres C/N-Verhältnis positiv mit einem höheren Gehalt organischen Bodenkohlenstoffs (Zhou et al., 2019). Beachtet werden sollte hier außerdem, dass in Studien ein *Priming Effect* durch Biochar gefunden wurde (Joseph et al., 2021). Als *Priming Effect* wird

die Änderung der Mineralisationsrate des organischen Kohlenstoffs durch mineralische oder organische Bodenzusatzstoffe bezeichnet (ebd.). Generell können positive und negative *Priming Effects* (Zunahme oder Abnahme der Mineralisationsrate) durch Biochar-Zugabe auftreten. Dies könnte erklären, warum auf Fläche 1 kein Anstieg des C-Gehaltes durch Biochar- und Terra-Preta-Applikation trotz offensichtlicher Zugabe organischen Materials beobachtet wurde: Möglicherweise lag hier ein positiver *Priming Effect* vor, der bisher vor allem in sandigen Böden beobachtet wurde (ebd.). Der verstärkte Abbau organischer Substanz könnte hier durch die günstigeren mikrobiellen Standortsbedingungen (höherer pH-Wert, höherer Nährstoffgehalt) begünstigt worden sein.

Außerdem wurde ein Anstieg des N-Gehaltes durch die Biochar-Behandlung gefunden, dieser Effekt war jedoch weniger stark als der des C-Gehaltes. Dies ist womöglich durch den Stickstoff zu erklären, den das Ausgangsmaterial der Pflanzenkohle (Stammholz) enthielt. Eine weitere mögliche Erklärung ist ein verringertes Ausgasen von N_2O und eine verringerte Auswaschung von NO_3^-, was bereits bei Biochar-Applikation in Böden beobachtet wurde (Clough & Condron, 2010). Hier bedarf es jedoch weiterer experimenteller Untersuchungen der Bodenluft und des Sickerwassers auf den vorliegenden Versuchsflächen. Auch im Vergleich der Varianten K : G wurde ein Anstieg des Stickstoff-Gehaltes beobachtet, dieser war sogar signifikanter als der Effekt durch reine Holzkohle. Die unter anderem verwendete stickstoffreiche Blattstreu des Komposts könnte hier ausschlaggebend gewesen sein.

Ein Anstieg der KAK, wie er durch Biochar-Applikation in Waldböden vielfach gefunden wurde (Li et al., 2018), war nur für die Terra-Preta-Zugabe auf Fläche 2 leicht signifikant (*) (die Signifikanz verschwand bei Exklusion einflussreicher Datenpunkte). Jedoch ist auch hier die Datenlage aufgrund der Heterogenität der in Studien untersuchten Standorte und eingesetzten Pflanzenkohlepräparate nicht konsistent und das Review von Li et al. (2018) erwähnt beispielsweise neben den vielen Studien, die positive KAK-Effekte fanden, auch eine Studie, die beim Einsatz einer Kohle aus Walnussschalen (700 °C Pyrolysetemperatur) keine signifikante Veränderung der Kationenaustauschkapazität in einem sauren, sandigen Boden fand. Ursächlich für variierende Effekte auf die KAK sind unter anderem unterschiedliche Pyrolysebedingungen (Li et al., 2018): Hohe Prozesstemperaturen führen zur vermehrten Bildung von aromatischen C-Verbindungen und zur verringerten Bildung von Wasserstoff und Sauerstoff enthaltenen funktionellen Gruppen. Letztere machen aufgrund ihrer variablen Ladung maßgeblich die KAK von Biochar aus, sodass sich die KAK mit höheren Pyrolysetemperaturen verringert. Die bei der Herstellung der in diesem Versuch eingesetzten Holzkohle herrschenden Temperaturen waren mit 800 - 900 °C hoch; Li et al. (2018) äußern passend dazu ebenso die Vermutung, dass in der erwähnten Studie eine niedrige Oxidationsrate der Kohle Grund für die ausgebliebene Erhöhung der KAK war. Außerdem ist denkbar, dass die im Rahmen des hier durchgeführten Versuchs benutzte Kohle zum Zeitpunkt der Bodenprobenahme noch nicht ihr volles Potential als Austauscheroberfläche entfaltet hatte. Mit zunehmenden Oxidations- und Verwitterungsprozessen im Boden wurde nämlich langfristig eine KAK-Zunahme beobachtet (ebd.), sodass hier möglicherweise noch Effekte in den folgenden Jahren zu erwarten sind. Aufgrund der hohen Rekalzitranz von Biochar (Lehmann & Joseph, 2009; Luo et al., 2016; Thomas & Gale, 2015), für welche das Review von Wang et al. (2016) eine mittlere Verweilzeit von 500 Jahren vorschlug,

sind langfristige Effekte in besonderem Maße denkbar und die in den nächsten Jahren entnommenen Bodenproben werden diesbezüglich aufschlussreich sein. Aufgrund der Tatsache, dass durch die Variante H keine Veränderung der KAK beobachtet wurde, ist die KAK-Erhöhung durch die Terra-Preta-Variante wahrscheinlich auf die Zugabe organischer Substanz, die Träger variabler Ladungen (Amelung et al., 2018) ist, zurückzuführen. Denkbar ist hier auch wiederum ein Synergieeffekt, sodass die Kohle während des Kompostiervorgangs bereits weitergehenden Oxidations- und Verwitterungsprozessen unterlag, als die Kohle, die ohne vorhergehende Co-Kompostierung in den Boden eingebracht wurde.

Ähnlich der Kationenaustauschkapazität wurde ein signifikanter Anstieg der Basensättigung durch die Terra-Preta-Zugabe festgestellt, was kongruent mit dem höheren Anteil basischer Kationen in Terra-Preta-Böden gegenüber umliegenden Böden ist (Glaser et al., 2001). Eine Zunahme der BS durch die Biochar-Behandlung, wie sie in der Literatur gefunden wurde (Johanis et al., 2022; Li et al., 2018), konnte jedoch nicht beobachtet werden. Da Kalium und Calcium die basischen Kationen sind, die durch die Terra-Preta-Behandlung in ihren Konzentrationen signifikant zunahmen, ist die erhöhte BS durch eben diesen Anstieg zu erklären. Aufgrund der erhöhten KAK ist hier jedoch festzustellen, dass K^+ und Ca^{2+} überproportional zur angestiegenen Menge negativer Sorptionsoberflächen zunahmen. Dies kann mehrere Ursachen haben: Einerseits führt die Verringerung von Al^{3+}-Ionen durch Komplexierung zu relativ gesehen mehr Austauscherplätzen für basische Kationen. Eine solche Abnahme der Al^{3+}-Konzentration deutete sich jedoch nur an und war nicht signifikant. Andererseits könnte ein bereits diskutierter direkter Nährstoffeintrag aus der Kohle und dem Kompost zu einer vermehrten Verfügbarkeit und damit auch vermehrten Sorption von K^+ und Ca^{2+} geführt haben.

4.3 Bodenfeuchte

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der Bodenfeuchteauswertung diskutiert. Zunächst wird auf die Zeitreihenanalyse der absoluten volumetrischen Bodenwassergehalte eingegangen, bevor die relativen Bodenfeuchten diskutiert werden. Letztere werden unter Einbeziehung der Zeitreihen, der Differenzenvergleiche und der gefunden Unterschiede in den FK-, nFK- und PWP-Werten interpretiert.

4.3.1 Absolute Bodenwassergehalte

Die qualitative Zeitreihenauswertung der volumetrischen Bodenfeuchten (VWC) zeigte für Fläche 2 in beiden Tiefenstufen durchweg feuchtere Bedingungen auf den mit Holzkohle behandelten Mikrostandorten gegenüber den anderen beiden Varianten. Vor allem im Sommer waren diese Unterschiede groß, was angesichts möglicher sommerlicher Dürren für die Vegetation besonders relevant sein könnte. Allerdings erwies sich auch der Standardfehler für die Holzkohle-Variante als auffällig hoch. Auf der ersten Versuchsfläche deutete sich ein geringeres Niveau der Bodenfeuchten für die Terra-Preta-Variante in 10 cm Tiefe an.

Generell hängen volumetrische Bodenwassergehalte von der Struktur und Textur des Bodens ab: θ gibt an, welcher Anteil des gesamten Bodenvolumens mit Wasser gefüllt ist, unabhängig

davon, wie groß das Porenvolumen ist. Grobkörnige Böden mit geringer Porosität können deshalb absolut gesehen weniger Wasser speichern als feinkörnige Böden mit großem Porenvolumen (Amelung et al., 2018). Auf Fläche 2 deuten die gefundenen Unterschiede der absoluten Bodenfeuchtewerte der Holzkohle-Variante gegenüber den anderen beiden Varianten auf eine veränderte Struktur und/oder Textur des Bodens durch die Biochar-Behandlung hin. An dieser Stelle ist nochmals anzumerken, dass Kohlepartikel wahrscheinlich einen Sonderfall in der Beurteilung der Bodentextur einnehmen, da ihr Partikeldurchmesser ein anderes Verhältnis zur (inneren) Oberfläche hat als etwa Sand. Bereits durchgeführte Studien zum Einfluss von Pflanzenkohle auf den Bodenwasserhaushalt zeigten, dass die Zugabe von Biochar die Aggregatstabilität erhöht (Glaser et al., 2002) und durch die kohleeigene große spezifische variabel geladene Oberfläche (Thomas & Gale, 2015) die Wasserhaltekapazität von Böden steigert (Glaser et al., 2002; Gogoi et al., 2019; Johanis et al., 2022; Li et al., 2018; Thomas & Gale, 2015). Es wurde jedoch beobachtet, dass dieser Effekt biochar- und bodenartspezifisch ist: Auf sandigen Böden wurde eine verstärkte Wirkung auf die Wasserretention durch Biochar beschrieben, während auf lehmigen oder tonigen Böden die Effekte geringer waren (Li et al., 2018). Die Abhängigkeit von der eingesetzten Biochar zeigt sich in der Pyrolysetemperatur, denn eine höhere Prozesstemperatur scheint eine größere Oberfläche des Kohleprodukts und damit eine erhöhte Wasserhaltefähigkeit zu bewirken (Gogoi et al., 2019). Konträr dazu argumentieren Gray et al. (2014), dass nicht die Porosität in Abhängigkeit von der Pyrolysetemperatur zunimmt, sondern die Hydrophobizität mit höherer Prozesstemperatur bei gleichbleibendem Porenvolumen abnimmt. Die Autor*innen beobachteten eine abnehmende Hydrophobizität und damit stärkere Benetzung bei Holzkohle, die bei 620 °C hergestellt wurde, gegenüber Holzkohle, die bei niedrigeren Temperaturen (500 °C oder 370 °C) produziert wurde. Als weiterer Einflussfaktor wurde das eingesetzte Substrat identifiziert: Li et al. (2018) beschrieben in ihrem Review, dass Holzkohle eine höhere Oberfläche aufweist als etwa Kohle aus Gras (Li et al., 2018). All diese Faktoren könnten in der vorliegenden Arbeit eine höhere absolute Bodenfeuchte der mit Biochar behandelten Pflanzlöcher begünstigt haben: Das Ergebnis wurde auf einem sandigen Boden erzielt, die Pyrolysetemperatur der eingesetzten Kohle war relativ hoch und als Substrat für die Kohle diente Stammholz. So führten eine hohe Porosität bei vergleichsweise geringer Hydrophobizität womöglich dazu, dass die Holzkohle-Standorte auf Fläche 2 absolut gesehen mehr Bodenwasser über den gesamten Zeitraum enthielten.

Die hohen Standardfehler der Variante H auf Fläche 2 lassen auf eine sehr heterogene Stichprobe schließen. Es ist anzunehmen, dass die Biochar-Zugabe die kleinräumige Heterogenität der Bodenporen, die ohnehin einem Boden etwa aufgrund von Makroporen und des Vorkommens präferentieller Fließwege inhärent ist, noch weiter erhöhte. Die unterschiedlichen Partikelgrößen der Kohle könnten hier ein entscheidender Faktor gewesen sein, der eine gleichmäßige Durchmischung der Substrate erschwert haben könnte. Zu erwähnen ist an dieser Stelle auch die Tatsache, dass die Bodenfeuchtesensoren nicht den gesamten Mikrostandort in Form des Pflanzlochs abbildeten, sondern lediglich einen kleinen *Plot* innerhalb dessen.

Dass die Terra-Preta-Variante auf Fläche 1 in 10cm eine tendenziell geringere Bodenfeuchte aufwies als die beiden anderen Varianten, ist verwunderlich. Erwartbar wäre, dass die Kohle-

Applikation aus den bereits erwähnten Gründen eine Erhöhung der Porosität und Wasserretention bewirkt und dass auch die Kompost-Zugabe einen günstigen Effekt auf die Bodenfeuchte hat: Organische Bodensubstanz besitzt generell eine erhöhte Wasserhaltekapazität (Schulz et al., 2013) und der Grund für eine geringe Wasserretention in sandigen Böden ist oftmals ein geringer Gehalt an organischer Substanz (Glaser et al., 2002). Einen Erklärungsansatz für dieses unerwartete Ergebnis bieten möglicherweise die Eigenschaften des eingesetzten Kompostes: Bei der Probenahme ein Jahr nach Pflanzung wurde stellenweise unzersetzte Laubstreu, ein Bestandteil des Kompostsubstrats, in 10 - 30 cm Tiefe entdeckt. Hier hatte offensichtlich weder der Kompostiervorgang noch die Humusbildung abschließend stattgefunden, was zu grobporigen, trockenen Bereichen mit geringer Bodenwasserretention geführt haben könnte. Eine andere Erklärung bieten die fehlenden Impulsantworten der Terra-Preta-Stichprobe in der sommerlichen Trockenperiode: Womöglich stand hier, anders als bei den anderen beiden Varianten, eine geringere Wassermenge für die Aufsättigung der Poren zur Verfügung, sodass sich die Variante G im folgenden Herbst und Winter auf einem niedrigeren Niveau der absoluten Bodenfeuchte bewegte. Welche Prozesse hier genau zugrunde liegen, bleibt allerdings an dieser Stelle unklar.

Ebenso unbeantwortet bleibt durch die Analyse der absoluten Bodenfeuchtewerte die Frage, inwiefern das vorliegende Wasser pflanzenverfügbar war: Entscheidend hierfür ist das Matrixpotential, das von der Porengrößenverteilung abhängt (Amelung et al., 2018). Bei einem hohen Anteil an Feinporen, in denen das Wasser hohen Adsorptionskräften unterliegt, ist das Matrixpotential stark negativ und das Bodenwasser entsprechend wenig pflanzenverfügbar (ebd.). Für eine Einschätzung der vorliegenden Bodenwassergehalte bezüglich ihrer Pflanzenverfügbarkeit werden im Folgenden die Ergebnisse der relativen Bodenfeuchten [% nFK] diskutiert.

4.3.2 Relative Bodenwassergehalte

Durch die Normalisierung der volumetrischen Wassergehalte auf die nutzbare Feldkapazität näherten sich die Kurven einem ähnlichen Niveau an und auch die Standardfehler verringerten sich. Die vorrangigen Ergebnisse dieser Zeitreihenanalyse bezogen sich auf den Beginn der Zeitreihe sowie die sommerliche Trockenperiode: Am Anfang der Zeitperiode waren die Unterschiede zwischen den Varianten am stärksten ausgeprägt; während des Sommers wurde ein tendenziell verzögertes und verringertes Trockenfallen der Holzkohle-Standorte auf Fläche 1 in 30 cm Tiefe und auf Fläche 2 in 10 cm Tiefe beobachtet. Außerdem konnten bei Niederschlagsereignissen stärkere Impulsantworten der mit Holzkohle behandelten Standorte festgestellt werden, insbesondere auf Fläche 1 und auf Fläche 2 in 10 cm Tiefe.

Zunächst ist aufgrund der Beobachtung, dass die Unterschiede zwischen den Varianten anfangs hoch und später nur noch geringfügig ausgeprägt waren, von einem Konsolidierungseffekt auszugehen: Womöglich setzte sich der Boden nach der mechanischen Auflockerung während des Pflanzprozesses erst mit der Zeit; diese Nachverdichtung geschah anscheinend

unterschiedlich je nach vorliegender Variante. Eine außerdem anzunehmende hohe Variabilität dieses Setzungsprozesses könnte zu den anfangs erhöhten Standardfehlern geführt haben.

Dass insgesamt in der qualitativen Zeitreihenauswertung der relativen Bodenfeuchte wenig Unterschiede sichtbar wurden, deutet darauf hin, dass die Menge pflanzenverfügbaren Wassers grundlegend ähnlich war. Diffizilere Unterschiede zeigten sich allerdings in der Auswertung des Differenzenvergleichs, welcher später diskutiert wird. Passend zu diesem Ergebnis aus der Analyse der relativen Bodenfeuchtezeitreihen zeigten sich im direkten Vergleich der nFK-Werte auf beiden Flächen ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten. Wünschenswert im Sinne des Managements wäre eine erhöhte nutzbare Feldkapazität durch den Einsatz von Biochar und Terra Preta, was in dieser Arbeit nicht gefunden werden konnte. Da es sich hier jedoch nur um die ersten Ergebnisse des laufenden Feldversuchs handelt, bleibt abzuwarten, wie sich die relative Bodenfeuchte in langjährigeren Zeitreihen entwickelt: Durch eine größere Datengrundlage und die Abbildung mehrerer Jahresverläufe werden die Ergebnisse in Zukunft robuster werden. Zusätzlich sind an dieser Stelle Unsicherheiten aufgrund der angewandten Methoden der nFK-Schätzung zu berücksichtigen. So wurde für den PWP der niedrigste gemessene Wert innerhalb der Zeitreihe verwendet, wobei dieser Wert in der sommerlichen Trockenheitsperiode liegen musste. Es ist denkbar, dass so eventuell gar nicht der Bodenwassergehalt erreicht wurde, bei dem $pF = 4{,}2$ ist und der so ermittelte permanente Welkepunkt überschätzt wurde; womöglich werden sich in langjährigeren Zeitreihen noch niedrigere mögliche Wassergehalte zeigen. Andererseits ist auch eine Unterschätzung durch die Nicht-Berücksichtigung von Verdunstungsprozessen, die gerade in oberflächennahen Bodenschichten Einfluss auf den Wasserhaushalt nehmen (Amelung et al., 2018), vorstellbar. Ähnliches gilt für die Feldkapazität, die womöglich unterschätzt wurde, da hier ebenfalls von einer Evaporation ausgegangen wurde, die gleich Null ist. Somit wurde gegebenenfalls auch die nutzbare Feldkapazität als zu niedrig eingeschätzt. Im Mittel betrug diese $14{,}49 \pm 1{,}85\,\%$. Die bodenkundliche Kartieranleitung (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden, 2005) gibt Referenzwerte für die nFK je nach Bodenart und Trockenrohdichte an. Für einen sandigen Sand beträgt demnach die nutzbare Feldkapazität annäherungsweise 7 bis 9 %, für einen schwach lehmigen Sand 17 bis 20 %, je nach Trockenrohdichte. Geht man von der in der Standortskartierung gefundenen Bodenart (schwach lehmiger Sand) aus, so wurden die nFK-Werte anscheinend unterschätzt, nach der eigenen Bodenartbestimmung (sandiger Sand) ist von einer Überschätzung der nFK-Werte auszugehen. Insgesamt zeigt dieser Vergleich, dass zwar die in dieser Arbeit im Durchschnitt ermittelten nutzbaren Feldkapazitäten in der richtigen Größenordnung liegen. Aufgrund der starken Abhängigkeit von der vorliegenden Bodenart kann an dieser Stelle jedoch keine eindeutige Aussage über mögliche Über- oder Unterschätzungen getroffen werden und es ist von Unsicherheiten bezüglich der hier angewandten Methodik auszugehen. Gravitative Entwässerungen sowie eine Entwässerung im Drucktopf, wie auch von Atkinson (2018) vorgeschlagen, wären an dieser Stelle aufschlussreich, um die jeweiligen permanenten Welkepunkte und Feldkapazitäten präziser bestimmen zu können.

Interessant ist die Zunahme der PWP- und teilweise auch FK-Werte durch die Holzkohle-Behandlung gegenüber der Kontrolle und Terra-Preta-Variante. Auf Fläche 2, wo sich sowohl der permanente Welkepunkt als auch die Feldkapazität erhöhten, lässt sich somit die gleichbleibende

nFK durch den Anstieg von FK und PWP gleichermaßen erklären. Auf Fläche 1 hingegen war die Zunahme des PWP nur leicht signifikant, bei einer gleichzeitigen leichten nicht signifikanten Abnahme der FK, sodass insgesamt die nFK im Schnitt sank, ohne dass diese Veränderung signifikant war. Eine Erhöhung der Feldkapazität und des permanenten Welkepunkts durch Biochar-Applikation wurde bereits in vielen Studien gefunden, wie das Review von Atkinson (2018) verdeutlicht. So beispielsweise beobachteten Fu et al. (2021) bei Biochar-Zugabe in einem sandigen Boden eine erhöhte PWP, FK und nFK. Die Zunahme des permanenten Welkepunkts führten sie auf gleichzeitig vermehrt auftretende Feinporen zurück, denn das in Poren < 0,2 µm speicherbare Totwasser unterliegt so starken Bindungskräften, das es nicht mehr pflanzenverfügbar ist (Amelung et al., 2018). Es ist also davon auszugehen, dass die Biochar-Applikation hier zu einer Veränderung der vorkommenden Porengrößen führte und Feinporen in ihrer Anzahl zunahmen. Die auf Fläche 2 gefundenen erhöhten Feldkapazitäten lassen außerdem den Schluss zu, dass ebenfalls Mittelporen vermehrt vorkamen: Diese enthalten maßgeblich das Wasser, das dem Boden nach gravitativer Entwässerung zur Verfügung steht (ebd.). Auch Atkinson (2018) verknüpfte die Zunahme dieses Porenbereichs mit Effekten von Biochar auf die Feldkapazität eines sandigen Bodens. Generell weisen die erhöhten PWP- und teilweise auch FK-Werte darauf hin, dass durch die Holzkohle-Behandlung mehr Wasser im Boden vorlag und sich die Porosität veränderte. Relevant für die Menge pflanzenverfügbaren Wassers ist dies jedoch aufgrund unveränderter nutzbarer Feldkapazitäten nicht und deshalb auch kein Hinweis dafür, dass den Jungbäumen bei Biochar-Zugabe ins Pflanzloch insgesamt mehr Wasser zur Verfügung stand.

Das in der Zeitreihenauswertung der relativen Bodenfeuchten beobachtete verzögerte und verringerte Trockenfallen der mit Holzkohle behandelten Pflanzlöcher ist hingegen ein Indiz dafür, dass den Bäumen speziell während der sommerlichen Trockenperiode mehr Wasser zur Verfügung stand. Die Beobachtung deutet auf eine höhere Porenfüllung und verstärkte Retention hin, was sich positiv auf gepflanzte Bäume auswirken könnte. Generell wird hier die Annahme nochmals verstärkt, dass die Holzkohle-Applikation zu einer Veränderung des Porenspektrums führte. Dies beschrieb auch das Review von Atkinson (2018) für die Biochar-Behandlung sandiger Böden.

Die physikalischen Eigenschaften der Kohle bieten ebenfalls eine Erklärung für die in der Zeitreihenauswertung der relativen Bodenfeuchten aufgefallenen höheren Impulsantworten der Variante H. So fand die Meta-Analyse von Atkinson (2018) auf sandigen Böden im Schnitt einen Anstieg der Makroporen bei Biochar-Applikation. Auch wurden erhöhte Sättigungswassergehalte beobachtet. Li et al. (2018) postulierten eine durchschnittliche Erhöhung des unter Sättigung auftretenden Wassergehalts von 0,2 auf 56,1 % durch die Behandlung von sandigen Böden mit Biochar. Insgesamt könnte also eine höhere Porosität der Kohle und vermehrt auftretende Makroporen, die sich in höhere Sättigungswassergehalte übersetzten, zu den gefundenen Peaks und einer stärkeren Impulsantwort auf den Holzkohle-Standorten geführt haben.

Dass diese Effekte allein für die Applikation von Holzkohle, aber nicht für die Terra-Preta-Zugabe gefunden wurden, lässt vermuten, dass das eingesetzte Holzkohle-Kompost-Gemisch kein perfektes Imitat eines Terra-Preta-Bodens ist. Auf südamerikanischen Terra-Preta-Standorten

wird nämlich eine Erhöhung des pflanzenverfügbaren Wassers gegenüber umliegenden Böden vermutet, wenn auch keine umfassenden experimentellen Grundlagen für diese Annahme bestehen (Atkinson, 2018). Hier kann nochmals die bereits oben beschriebene Vermutung aufgegriffen werden, dass sich ein unzureichender Zersetzungsgrad des Komposts negativ auf die Bodenfeuchten ausgewirkt haben könnte und abzuwarten bleibt, wie sich die Bodenwassergehalte in Zukunft bei angenommenem verstärktem Umbau zu Humus entwickeln werden.

Der Differenzenvergleich zeigte diffizile Unterschiede in den relativen Bodenfeuchtegehalten, welche in der qualitativen Zeitreihenanalyse nicht sichtbar wurden. Auf Fläche 1 in 10 cm Tiefe lag das Niveau der Holzkohle-Standorte über dem der Kontrolle und Terra-Preta-Variante. Auf Fläche 2 deutete sich in derselben Tiefenstufe das gleiche Bild an. Möglicherweise traten die Unterschiede in 10 cm Tiefe durch ein anzunehmendes höheres Wurzelvorkommen und dadurch vermehrte Transpiration verstärkt zu Tage. Große Datenlücken, die sich bei dieser Auswertung ergaben, erschweren allerdings eine Aussage für die gesamte Zeitperiode. Insgesamt lässt die Beobachtung, dass die Bodenfeuchten für die mit Holzkohle behandelten Standorte auf einem höheren Niveau relativ zur nFK gesehen waren, jedoch den Schluss zu, dass die Holzkohle-Variante über längere Zeiträume hinweg mehr pflanzenverfügbares Wasser enthielt. Relativ gesehen zu dem Wassergehalt, der den Pflanzen maximal zur Verfügung stehen könnte, war die Bodenfeuchte der Biochar-Standorte erhöht. Aus dieser Auswertung ist allerdings nicht ableitbar, wie groß die Differenzen der relativen Bodenfeuchte waren. Insgesamt passt dieses Ergebnis aber zu den bereits beschriebenen angenommenen Wirkmechanismen der Holzkohle, die mit ihrer höheren Oberfläche und Porosität das Porenspektrum verändert und den Bodenwassergehalt insgesamt in allen pF-Bereichen erhöht haben könnte. Dies ist wiederum kongruent mit bisher durchgeführten Studien auf sandigen Standorten, die einen Effekt von Biochar auf den Bodenwassergehalt, der den Pflanzen zur Verfügung steht, fanden (Atkinson, 2018). In 30 cm Tiefe wurde für Fläche 1 ein gemischtes Bild gefunden und es konnte keine eindeutige Rangfolge der relativen Bodenfeuchten erstellt werden. Beachtet werden muss hier allerdings wiederum die geringe Stichprobengröße von teils n = 4 gegenüber n = 15 - 20 für andere Tiefenstufen und Flächen (siehe Anhang F, Tab. 13). Für die zweite Versuchsfläche konnten so insgesamt keine eindeutigen Unterschiede aus dem Differenzenvergleich abgelesen werden, hier gibt vor allem die Darstellung der absoluten Zeitreihen Aufschluss.

4.4 Anwuchserfolg der Traubeneiche

Die beobachteten Effekte auf die Überlebensrate der Traubeneiche ein Jahr nach Pflanzung unterschieden sich zwischen den Flächen. Die auf Versuchsfläche 1 gepflanzten Bäume hatten bei Holzkohle-Zugabe einen höheren Anwuchserfolg im Vergleich zur Kontrolle und auch im Vergleich zur Terra-Preta-Variante. Auf Fläche 2 zeigten sich keine Effekte.

Günstige Auswirkungen auf die Überlebensrate von Jungbäumen im Rahmen von Aufforstungen lassen sich vor allem auf die verbesserte Nährstoffverfügbarkeit und Wasserretention durch Biochar zurückführen (Thomas & Gale, 2015). Die in dieser Arbeit beobachteten Ergebnisse

lassen eher auf einen Einfluss der veränderten Bodenfeuchte, denn auf eine Auswirkung der Nährstoffverfügbarkeit auf den Anwuchserfolg schließen: Die gefundenen Effekte eines höheren Anwuchserfolg von H im Vergleich K und G auf Fläche 1 weisen Parallelitäten zum langsameren und geringeren Trockenfallen der Holzkohle-Standorte in der sommerlichen Trockenperiode auf. Gegen einen starken Einfluss der beobachteten bodenchemischen Parameter spricht, dass die Nährstoffverfügbarkeiten der Terra-Preta-Variante höher waren als jene der Holzkohle-Variante; der beobachtete Unterschied im Anwuchserfolg zeigte jedoch eine niedrigere Überlebenswahrscheinlichkeit der Bäume auf den Terra-Preta-Standorten gegenüber den Holzkohle-Standorten. Um die Bodenfeuchte-Ergebnisse mit den Ergebnissen des Anwuchserfolgs verbinden zu können, ist zunächst die Annahme zu treffen, dass die Pfahlwurzel der Eiche in vorliegender Zeitperiode bis in 30 cm Tiefe reichte. Lyford (1980) bemisst die Länge dieses Hauptwurzelsystems bei der Roteiche (*Quercus rubra* L.) bereits im ersten bis zweiten Jahr mit ca. 45 cm. Es wird hier folglich trotz anderer Eichenart angenommen, dass eine erhöhte relative Bodenfeuchte in 10 - 30 cm sich in mehr für die Traubeneichen erreichbarem Wasser im ersten Jahr nach Pflanzung niederschlug. Dass sich Unterschiede der relativen Bodenfeuchte in der Differenzenanalyse vor allem auf Fläche 1 deutlich zeigten, passt zu dem Ergebnis der Vitalität, das Effekte nur auf Fläche 1 fand. Zusätzlich verstärkt haben könnte sich dies durch eine angenommene knappere Wasserversorgung auf Fläche 1: Die Dokumentations- und Absprachefehler, die bei der Bewässerung auftraten, bezogen sich auf die Bewässerung der ersten Versuchsfläche. Hier liegt keine gesicherte Aussage darüber vor, ob alle Pflanzen die gleiche Wassermenge erhielten und wie hoch die jeweiligen Bewässerungsvolumina waren. In den Zeitreihen der Bodenfeuchtedaten ist ersichtlich, dass viele Sonden keine Impulsantwort am ersten Bewässerungstermin zeigten (Anhang E, Abb. 22 - 24). Es wurde also keine Bewässerung registriert und es ist neben einem möglichen Fehler der Sonden zu vermuten, dass viele Pflanzen zu diesem Zeitpunkt gar nicht oder nur mit geringeren Wassermengen bewässert wurden. Hinzu kommt, dass die Bäume auf Fläche 1 zunächst komplett vergessen wurden und im Vergleich zu Fläche 2 erst eine Woche später bewässert wurden. Eine Verzögerung um eine Woche könnte gerade während der sommerlichen niederschlagsarmen Dürreperiode entscheidend für das Überleben der Bäume gewesen sein. Zusammenfassend erfolgte also die Bewässerung auf der ersten Versuchsfläche unvollständig und später als auf Fläche 2. In Anbetracht dessen könnte auf dieser Fläche die erhöhte Wasserspeicherfähigkeit der Kohle, die sich in weniger stark ausgeprägten Bodenfeuchteminima während des Sommers zeigte, von verstärkter Relevanz für die Vitalität der Traubeneichen gewesen sein: Auf Fläche 1 war die Wasserversorgung eventuell knapper und der Effekt durch die Holzkohle deshalb womöglich stärker. Eine Einschränkung ist hier jedoch, dass der Effekt des Anwuchserfolgs H > K, anders als der Unterschied H > G nur bei n = 50 gefunden wurde; die Bodenfeuchtesonden hingegen sind an ausgewählten Bäumen der Stichprobe n = 25 installiert. Eine klare Beziehung der Überlebensrate zu den vorliegenden Bodenwassergehalten kann deshalb nicht hergestellt werden, die gefundenen Ergebnisse lassen jedoch die oben beschriebene Vermutung zu.

Auch die Studienlage zum Effekt von Biochar auf den Anwuchserfolg von Jungbäumen ist nicht eindeutig und speziell für die in diesem Projekt untersuchte Eichenart wurde keine Literatur gefunden. Lefebvre et al. (2019) untersuchten die Überlebenswahrscheinlichkeit zweier tropische

Baumarten und fanden einen positiven Effekt von Pflanzenkohle auf diese bei niedrigen Applikationsraten. Bei höheren Kohle-Applikationen jedoch kehrte sich der Effekt um und mit Biochar behandelte Bäume hatten einen signifikant niedrigeren Anwuchserfolg. Carrari et al. (2018) beobachteten einen signifikanten Höhenzuwachs der Steineiche (*Quercus ilex* L.) durch die Behandlung mit Biochar, der Anwuchserfolg war jedoch geringer. Da jedoch zusätzlich das Verhältnis oberirdischer zu unterirdischer Biomasse verringert war, vermuten die Autor*innen eine mögliche Biochar-induzierte physiologische Dürre. Da sich eine gegenteilige Beobachtung der Bodenfeuchtewerte bei Biochar-Applikation in vorliegender Arbeit ergab, ist hier fraglich, ob die Ergebnisse miteinander verglichen werden können. Insgesamt deutet sich eine hohe Variabilität der in der Literatur gefundenen Ergebnisse an, was auch das Review von Thomas und Gale (2015) betont. Es kommt hier neben den bereits mehrfach beschriebenen Abhängigkeiten der Biochar-Wirkungsweisen von der vorliegenden Kohle und von den Standortsbedingungen zusätzlich eine Abhängigkeit von der vorkommenden Baumart hinzu: Jede Art besitzt ihr eigenes ökologisches Nährstoff-, pH- und Bodenfeuchte-Optimum, welches alles Standortsparameter sind, die durch Biochar modifiziert werden können.

4.5 Unsicherheiten

Bei der Interpretation der Ergebnisse müssen einige Unsicherheiten berücksichtigt werden, die im Folgenden beschrieben werden. Zunächst wird auf allgemeine Unsicherheiten, die alle inhaltlichen Teilbereiche betreffen, eingegangen, bevor spezifische Unwägbarkeiten der bodenchemischen Parameter, der Bodenfeuchtedaten und der Vitalitätserfassung geschildert werden.

Menschliche Fehler sind für den gesamten Prozess der Versuchsinstallation, Datenaufnahme und -auswertung nicht auszuschließen. Es ist anzunehmen, dass auch die gerade im Boden oftmals starke kleinräumige Heterogenität sowie die Vielzahl von Umwelteinflüssen Quelle von Unsicherheiten war. Speziell für das Versuchsdesign ist zu berücksichtigen, dass keine eindeutige Aussage darüber möglich ist, worauf die gefundenen Unterschiede in den Effekten zwischen den Flächen zurückzuführen sind: Fruchtbar war diese Aufteilung auf zwei Versuchsflächen für die Erkenntnis, dass derselbe Pflanzungs- und Behandlungsprozess auf zwei verschiedenen Standorten ganz unterschiedliche Effekte auf die Bodenchemie, Bodenfeuchte und die Überlebensrate angepflanzter Traubeneichen haben kann. Auf Grundlage dieses Versuchsdesigns konnten Unterschiede jedoch nicht auf bestimmte Standorteigenschaften (wie etwa die vorliegende Bodenart) zurückgeführt werden, da es sich bei den Flächen um Pseudoreplikate (Dormann, 2017) handelt. Um einen Effekt der Bodenart zu untersuchen, wären mehrere Flächen pro Bodenart (echte Replikate) nötig. Auch bezüglich der in dieser Arbeit durchgeführten Bodenartbestimmung per Fingerprobe ergaben sich Unsicherheiten. So wurde eine solche Bestimmung zum ersten Mal durchgeführt, weshalb trotz Absprache mit einem erfahreneren Kartierer von einer stark subjektiven Bewertung der Textur auszugehen ist. Unwägbarkeiten entstanden auch aufgrund der Holzkohle- und Kompostherstellung: Die nicht exakt dokumentierte und vereinheitlichte Pyrolysedauer und -temperatur samt HTT sowie der Partikelgröße des Kohleendprodukts ließ keine tragfähige

Einordnung der Ergebnisse in Literaturwerte zu und die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse ist so anzunehmender Weise erschwert. Aufschlussreich wäre außerdem eine Charakterisierung der eingesetzten Holzkohle bezüglich der Alkalinität oder Azidität, der spezifischen Oberfläche und der Porengrößenverteilung gewesen. Erschwerend für den Vergleich der Varianten H und G war zusätzlich, dass die mechanische Zerkleinerung der reinen Holzkohle getrennt von der Zerkleinerung der Holzkohle für das Terra-Preta-Gemisch erfolgte, sodass hier ein *Bias* durch unterschiedliche Partikelgrößen denkbar ist. Auch eine Standardisierung der Kompostherstellung wäre für die Reproduzierbarkeit wie auch Vergleichbarkeit sinnvoll gewesen. Insbesondere blieb unklar, wie feucht der Kompost bei Einbringung in den Boden war und wie hoch der Zersetzungsgrad, das C/N-Verhältnis, die Nährstoffzusammensetzung und der pH-Wert waren. Der Pflanzungsprozess selbst brachte zusätzliche Unsicherheiten mit sich: Wieviel des Oberbodens und der organischen Auflage gelangte in den Untergrund und speziell in 10 - 30 cm Tiefe? Es ist davon auszugehen, dass die Durchmischung nicht auf allen *Plots* gleichmäßig erfolgte. Perspektivisch könnte angedacht werden, die obersten 10 cm des Bodens von den restlichen 10 - 50 cm getrennt abzutragen und zu behandeln. Möglicherweise könnte so der Effekt der Pflanzung auf die untersuchten Parameter verringert werden.

Speziell für die bodenchemischen Parameter sind Unsicherheiten aufgrund menschlicher Fehler in der Probenahme, -aufbereitung, -analyse und -auswertung möglich. Erwähnenswert ist vor allem die in der Probenaufbereitung und -analyse aufgetretene Schwierigkeit der Sicherstellung repräsentativer Probenvolumina: Die Aliquotierung der gesiebten Proben wurde zwar mit einem Probenteiler durchgeführt, was die Heterogenität der Aliquots vermutlich verringerte. Allerdings wurden für die einzelnen Laboranalysen wiederum Proben von diesen Aliquots entnommen, was besonders bei den mit Kohle enthaltenen Proben problematisch gewesen sein könnte. Hier wurden die Proben zwar stets einmal geschüttelt und es wurde einmal durchgerührt, es war jedoch ersichtlich, dass die Kohlepartikel nicht gleichmäßig in der Probe verteilt vorlagen. Auch aufgrund dieser Begebenheit wurden Messwiederholungen bei einzelnen Proben durchgeführt: Für den pH-Wert in Wasser lagen die Abweichungen bei durchschnittlich 0,2 %, für den pH in KCl bei 0,26 %, was hier als gering eingeschätzt wird. Für die Kationenkonzentrationen lag der mittlere Unterschied zwischen den Messwiederholungen etwas höher und bewegte sich im Bereich von 2,28 bis 3,44 %. Ausnahme hiervon waren die Abweichungen der gemessenen Ca^{2+}-Konzentrationen, die mit im Mittel 10 % relativ hoch lagen. Speziell für dieses Kation schwächt sich also die Aussagekraft der erzielten Ergebnisse durch den hohen Messfehler ab. Eine besondere Quelle von Unsicherheiten bezüglich der KAK sind außerdem die abweichenden Perkolationszeiten der einzelnen Proben: Diese lagen im Bereich von 1,5 - 3,5 h und es ist möglich, dass daraus unterschiedliche Austauschraten resultierten. Zusätzlich ergaben sich aufgrund der statistischen Auswertung Einschränkungen in der Aussagekraft der gefundenen Al^{3+}-, Fe^{3+}- und H^{+}-Konzentrationen. So müssen die Ergebnisse dieser Parameter aufgrund gefundener Abweichungen in den Residuen unter Vorbehalt betrachtet werden. Generell war die Stichprobengröße mit $n = 5$ pro Fläche und Variante (K, H, G) klein und größere Stichproben wären für robustere Ergebnisse wünschenswert gewesen. Ausnahme hiervon ist die Variante N, deren Stichprobengröße mit $n = 15$ größer war; allerdings wurden im Rahmen der Auswertung folglich Gruppen unterschiedlicher Stichprobengröße miteinander verglichen, was statistisch

unsauber ist. Ein Teil der Qualitätsprüfung war die Verwendung des Standards ISE 980 bei der pH- und KAK-Bestimmung. Der in Wasser gemessene pH-Wert lag innerhalb des 95%-Konfidenzintervalls des von Universität Wageningen (1997) vorgegebenen Referenzwertes, der in KCl gemessene pH-Werte entsprach genau dem angegebenen Mittelwert. Für den pH-Wert zeigten sich hier also keine groben Messungenauigkeiten. Auch die Messung der KAK kann als akkurat angesehen werden, denn diese lag innerhalb des Standardfehlers. Gleiches gilt für die H^+-Konzentration. Die Konzentrationen an austauschbarem Aluminium, Calcium, Kalium und Magnesium lagen jedoch leicht über dem vorgegebenen Wertebereich aus Mittelwert ± Standardfehler, sodass hier möglicherweise eine Überschätzung vorlag. Für Fe^{3+}, Na^+ und Mn^{2+} sind für die Extraktion in 1 M NH_4Cl keine Referenzwerte in Universität Wageningen (1997) angegeben, sodass die Qualitätsüberprüfung für diese Werte nicht möglich ist.

Als Unsicherheit der Bodenfeuchtedaten ist zunächst die Messunsicherheit der Sonden zu berücksichtigen, die für die EC-5-Sonden ± 0,02 m^3/m^3 (METER Group AG, 2019) und für die 10-HS-Sonden ± 0,05 m^3/m^3 (Campbell Scientific, 2019) beträgt. Dieser Fehlerbereich ist zusätzlich zu den angegebenen Standardfehlern zu beachten. Potentiell große Unsicherheiten sind aufgrund der Datenlücken und ungleichmäßigen Stichprobengrößen in der statistischen Auswertung wie auch Zeitreihendarstellung zu erwarten. Besonders berücksichtigt werden muss, dass in der Datenaufbereitung bei fehlenden Impulsantworten teilweise nur kleine Zeitausschnitte herausgenommen wurden, die darauffolgenden Zeitreihen gingen dann jedoch in die Bildung des Mittelwertes ein: Es wurde so nicht abgebildet, ob eine möglicherweise verringerte Aufsättigung durch fehlende Impulsantworten sich auch in einem folgenden geringeren Bodenfeuchteniveau niederschlugen. Weiterhin ist zu beachten, dass die jeweiligen Feuchtesensoren nur an einem kleinskaligen Standort maßen: Die erfassten Werte deckten lediglich die Bodenfeuchte in unmittelbarer Umgebung der Sonde ab, sodass denkbar ist, dass zum Beispiel das Vorkommen von Makroporen, großen Kohlepartikeln oder anderen Unregelmäßigkeiten in der Bodenstruktur zu einer hohen Variabilität der Mikrostandorte führte. Gerade auch in Anbetracht der kleinen Stichprobengröße von n = 5 pro Tiefenstufe und Variante könnte diese zufällig aufgenommene Heterogenität eine große Auswirkung auf die Ergebnisse gehabt haben. Zusätzliche Heterogenität wurde wahrscheinlich durch die vorkommende Vegetation verursacht: Diese wurde auf beiden Flächen als sehr variabel wahrgenommen, zum Teil dominierten Gräser rund um die Traubeneichen, zum Teil auch andere krautige Pflanzen oder verholzende Sträucher. Als Beispiel soll hier das Vorkommen der Kermesbeere (*Phytoacca spp.* L.) genannt werden, die mit ihrer Pfahlwurzel in tiefe Bodenschichten reichen kann und durch ihre Transpiration vermutlich einen Einfluss auf die Bodenfeuchte hatte. Bei der Probenahme fiel das Vorkommen dieser Pflanze in einer Wurzelbohrerprobe auf (Abb. 15). Möglich ist auch, dass das selektive Absterben einzelner Traubeneichen eine Verzerrung

Abbildung 15: Pfahlwurzel der Kermesbeere. *Die Pflanze wurde mit einer Probe der Variante H entnommen und dient hier als Beispiel für die Heterogenität der vorkommenden Vegetation, welche möglicherweise Einfluss auf die Bodenfeuchte hatte. (Quelle: Eigene Abbildung)*

einzelner Bodenfeuchtezeitreihen bewirkte: Manche Sonden sind an Mikrostandorten installiert, auf denen lebendige Eichen standen, andere sendeten Daten eines Pflanzlochs, in dem die Eiche im Laufe der Zeit abgestorben war. Als weiterer Unsicherheitsfaktor wurde bereits eine mögliche Unterschätzung der Feldkapazität angerissen. Ergänzend zu der durchgeführten manuellen Schätzung der FK und für eine Abschätzung der Unsicherheit wurden in der Endphase der Arbeit die Feldkapazitäten zusätzlich mit einer anderen Methode ermittelt. Eine von Habel (unveröffentlicht) geschriebene Funktion nähert die FK über die Steigung des absteigenden Astes nach einem Niederschlagsereignis an: So extrahiert die Funktion zunächst alle Bodenfeuchtemaxima im Zeitraum von Anfang November bis Ende März, die über der 90%-Perzentile liegen. Anschließend werden innerhalb des auf den Peak folgenden Entwässerungsasts Tageswerte gesucht, die sich zum Folgetag nicht mehr ändern. Zwei Werte werden dann als gleich angenommen, wenn die Änderung kleiner als 0,5 % ist. Aus allen so ermittelten Feldkapazitäten leitet sich der FK-Schätzer per Median ab. Durch den Toleranzbereich einer möglichen Änderung von 0,5 % ist zu vermuten, dass trotz eventuell stattfindender Verdunstungsprozesse ein gravitatives Gleichgewicht früher (und womöglich „richtiger“) erkannt wurde als bei der manuellen Schätzung, die von annähernd exakter Gleichheit zweier Werte ausging. Zusätzlich trägt die Bildung des Medians dazu bei, dass die Schätzung per Funktion wahrscheinlich robuster ist als es die manuelle Ablesung war. Es ergab sich beim Vergleich der beiden Methoden wie vermutet eine leichte Unterschätzung der Feldkapazität durch den in dieser Arbeit angewandten Ansatz (Abb. 16); der mittlere absolute Fehler betrug 0,0122. Diese Abweichung schwächt die Aussagekraft der ermittelten absoluten FK-Werte ab, der durchgeführte relative Vergleich bleibt hiervon aber unberührt.

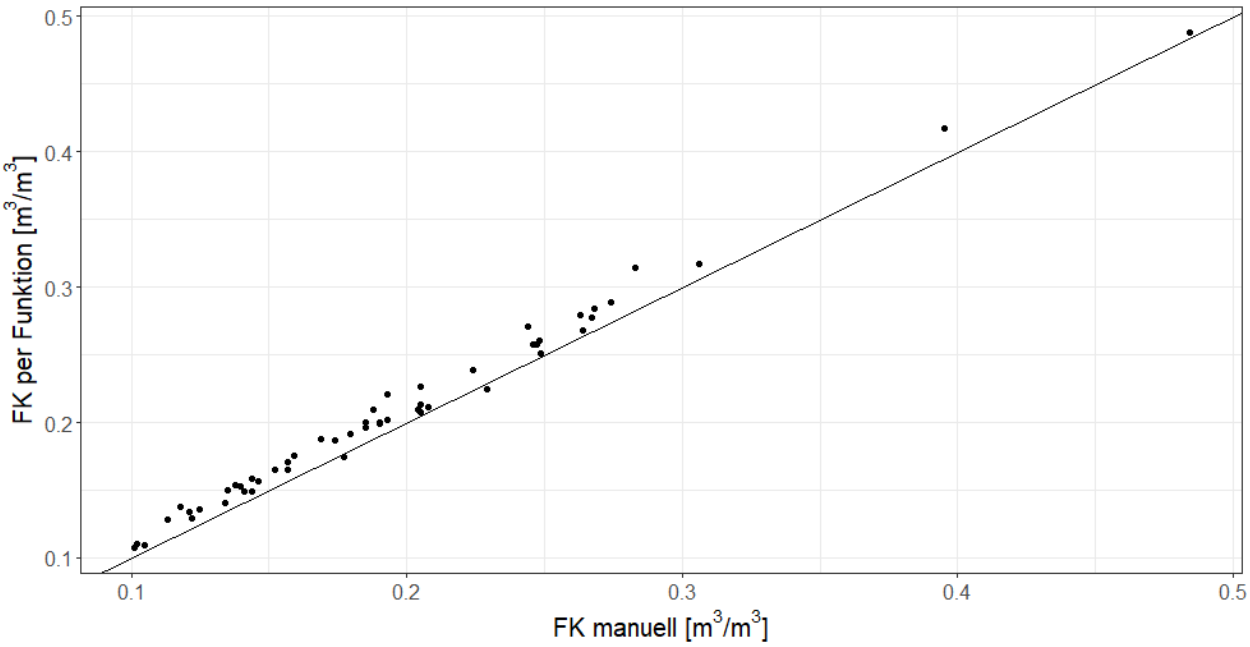


Abbildung 16: Vergleich zwischen manuell und per Funktion geschätzter FK. *Die manuell geschätzten Feldkapazitäten sind gegen die per Funktion (Habel, unveröffentlicht) ermittelten aufgetragen. Es zeigt sich eine leichte Unterschätzung der FK durch die in dieser Arbeit angewandte manuelle Ablesung der FK-Werte aus der Zeitreihe. (Quelle: Eigene Abbildung)*

Schließlich ergaben sich auch für die Vitalitätsaufnahme Unsicherheiten: Es gelangte ein Reh in die eingezäunte Fläche 1 und verbiss einen Teil der Bäume. Es ist davon auszugehen, dass das

Tier Bäume aller Varianten mit gleicher Wahrscheinlichkeit verbiss, weswegen aufgrund des systematisch durchmischten Versuchsdesigns wahrscheinlich keine selektiven Ausfälle einer Variante zu erwarten sind. Allerdings verringerte dieser Verbiss die Stichprobengröße der Bäume, die möglicherweise aufgrund der *Treatments* unterschiedliche Mortalitäten aufwiesen. Es sind auch weitere Gründe für die beobachtete hohe Mortalität zu vermuten: Die eingeschränkte Qualität des Pflanzmaterials, das nur wenige Feinwurzeln enthielt und das sich durch eine geringe Wuchshöhe auszeichnete, ebenso wie die sehr trockenen Bedingungen im Zeitraum der Pflanzung können ebenfalls zu einem insgesamt schlechten Anwuchserfolg geführt haben. Unregelmäßigkeiten in der Bewässerung trugen ebenfalls zu den zu berücksichtigenden Unsicherheiten bei. Die generell sehr hohen Ausfälle werden die Stichprobengröße und damit Robustheit zukünftiger Vitalitätserfassungen einschränken.

5 FAZIT UND AUSBLICK

Im folgenden Abschnitt werden die wichtigsten Ergebnisse und Schlussfolgerungen zusammenfassend vorgestellt und die Forschungsfragen beantwortet. Ebenso werden Ausblicke auf mögliche weiterführende Untersuchungen und ein abschließendes Fazit darüber formuliert, was die in dieser Arbeit gefundenen Ergebnisse über das Potential von Biochar als Bodenhilfsmittel im Rahmen von Aufforstungen aussagen.

Bodenphysikalische Parameter

Es zeigten sich veränderte bodenphysikalische Eigenschaften durch die Behandlung des Bodens mit Biochar: So wurde ein erhöhter Grobbodenanteil und eine niedrigere Feinbodendichte im Vergleich zur Kontrollgruppe festgestellt. Generell wurde die Frage aufgeworfen, ob die in der Bodenanalytik übliche Trennung von Fein- und Grobboden bei vorliegender Kohle sinnvoll ist: Möglicherweise beeinflussen auch Kohlepartikel > 2 mm aufgrund ihrer großen spezifischen Oberfläche entscheidend die KAK, den pH-Wert, den Humusgehalt und andere chemische Bodeneigenschaften. An dieser Stelle wäre zunächst eine morphologische und chemische Charakterisierung der eingesetzten Kohle aufschlussreich, wie auch die Einbeziehung des Grobbodens in die chemische Bodenanalytik.

Bodenchemische Parameter

Die Analyse der bodenchemischen Parameter gab zunächst Aufschluss über die Standortsvoraussetzungen der beiden Flächen vor Pflanzung. Beide Flächen wiesen Sand als vorherrschende Körnung auf und waren mit $pH_{H2O} < 5$ sauer. Ihnen war außerdem gemein, dass sie durch eine KAK, die unter 30 $\mu mol_c/g$ lag und durch Al^{3+} dominiert wurde prinzipiell nährstoffarm waren. Bodenverbessernde Maßnahmen im Rahmen von Aufforstungen, um die Nährstoffverfügbarkeit zu erhöhen und die Al^{3+}-Toxizität zu verringern, könnten deshalb auf beiden Flächen wirkungsvoll sein. Trotzdem unterschieden sich die Versuchsflächen maßgeblich in ihrem pH-Wert, ihrer Basensättigung und dem organischen Kohlenstoffgehalt: Alle diese Kennwerte waren auf Fläche 2 niedriger als auf Fläche 1. Außerdem konnte durch die Analyse der erhobenen chemischen Bodenparameter folgende Forschungsfrage beantwortet werden:

I) Wie wirkt sich die Zugabe von Terra Preta bzw. Holzkohle ins Pflanzloch auf die Nährstoffverfügbarkeit ein Jahr nach Pflanzung aus?

Es konnte eine leichte Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit beobachtet werden, die jedoch von Fläche zu Fläche variierte und womöglich durch den Pflanzprozess überlagert wurde. Die Terra-Preta-Behandlung erwies sich insgesamt als wirkungsvoller gegenüber der Behandlung mit reiner Kohle. Der einzige über beide Flächen hinweg konsistente Effekt war die Zunahme des austauschbaren Kaliums durch die Terra-Preta- wie auch Biochar-Behandlung, wobei der Effekt durch die Terra-Preta-Beigabe stärker war. Auf der ursprünglich nährstoffärmeren Fläche 2 wurden noch weitere Effekte durch die Behandlungen beobachtet: So wurde ein Anstieg des Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes sowie des C/N-Verhältnis verzeichnet; Terra Preta erhöhte

zusätzlich die Ca^{2+}-Konzentration, die Basensättigung und die Kationenaustauschkapazität. Das engere C/N-Verhältnis der Terra-Preta-Variante gegenüber der Biochar-Variante sprach grundsätzlich für eine verbesserte Stickstoffversorgung der Terra-Preta- gegenüber den Biochar-Standorten, da sich hierdurch womöglich verbesserte Bedingungen für Nitrifikationsprozesse ergeben. Jedoch muss hier auf die Unklarheit bezüglich der biologischen Verfügbarkeit des Kohle-Kohlenstoffs und damit des C/N-Verhältnisses verwiesen werden.

Insgesamt ist interessant, ob die Nährstoffe dem Boden auch noch mittel- bis langfristig zur Verfügung stehen werden, da von Auswaschungsprozessen und einer verstärkten Aufnahme durch die Vegetation ausgegangen werden muss. Die Nährstoffretention könnte möglicherweise mit fortschreitender Verwitterung der Kohle durch eine Erhöhung der KAK begünstigt werden. Inwieweit das erhöhte C/N-Verhältnis tatsächlich relevant für mikrobielle Prozesse ist, könnte durch weiterführende Versuche zur N-Mineralisierungsrate erforscht werden. So bietet sich etwa an, die NO_3^--Konzentration des Bodenwassers zu untersuchen oder die Festlegung von Stickstoff in mikrobieller Biomasse durch ^{15}N-Isotopenversuche unter Laborbedingungen zu quantifizieren. Interessant wird ebenfalls die langfristige Entwicklung des Kohlenstoffgehaltes der Biochar- und Terra-Preta-Variante sein, da durch die hohe Stabilität der Kohle eine vermehrte C-Speicherung zu erwarten ist.

Ein Indiz dafür, dass die Standortsvoraussetzungen einen entscheidenden Einfluss auf die gefundenen Effekte haben könnten, gaben die generell stärkeren Effekte auf Fläche 2, welche vor Versuchsinstallation saurer und basenärmer war und geringere C- und N-Gehalte aufwies. Um diese Vermutung zu überprüfen, wäre es sinnvoll, den Einfluss der Bodenart gezielt zu untersuchen: Dasselbe Versuchsdesign müsste dafür auf jeweils mehreren Flächen gleicher Bodenart oder anderer exakt definierter Standortsbedingungen angewandt werden.

Weiterhin wurde festgestellt, dass die Effekte durch die Pflanzung höher ausfielen als die beobachteten Effekte, die sich auf die Biochar- und Terra-Preta-Zugabe zurückführen ließen: Möglicherweise wurden letztere Effekte gar durch die bodenverändernden Vorgänge bei der Pflanzung überlagert. Die Pflanzung führte zu einer Zunahme der basischen Kationen Na^+, Ca^{2+} und Mg^{2+} sowie zu einer Zunahme des Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes, der Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung. Tendenziell nahm auch die Mn^{2+}-Konzentration zu; Abnahmen wurden bei der Konzentration austauschbaren Eisens (signifikante Abnahme) und austauschbaren Aluminiums (tendenzielle Abnahme) gefunden. Dies ist wahrscheinlich auf die beim Ausheben der Pflanzlöcher stattfindende Durchmischung samt anzunehmender Verlagerung organischer Substanz zurückzuführen. An dieser Stelle wäre die Analyse von Bodenproben in den folgenden Jahren interessant, um wiederum die Langfristigkeit dieser Veränderung beurteilen zu können. Denkbar ist, dass sich die Pflanzungseffekte gegenüber den Biochar- und Terra-Preta-Effekten als kurzfristiger erweisen werden und dass womöglich die bei der Pflanzung freigesetzten Nährstoffe verstärkt durch die in der Biochar- und Terra-Preta-Variante enthaltene Holzkohle gegenüber der Kontrollgruppe zurückgehalten werden können. Generell könnte für die Neuanlage von Biochar-Versuchen eine andere Pflanzmethode in Erwägung gezogen werden, bei der der Oberboden separat abgetragen und behandelt wird, um gezielter die Effekte durch die *Treatments* in tieferen Bodenbereichen beurteilen zu können.

Insgesamt wurde allerdings die Nährstoffausstattung durch die Pflanzung signifikant verbessert und die Al-Toxizität verringert.

Bodenfeuchte

Die qualitative Zeitreihenanalyse der relativen und absoluten Bodenfeuchtewerte, zusammen mit einem Vergleich der nFK-, PWP- und FK-Werte sowie einem Differenzenvergleich der relativen Bodenfeuchte, beantwortete folgende Forschungsfrage:

II) Wie beeinflusst die Zugabe von Terra Preta bzw. Holzkohle ins Pflanzloch die Bodenfeuchte in 10 und 30cm Tiefe?

Positive Effekte auf die Bodenfeuchte ließen sich nur durch die Zugabe von Holzkohle feststellen, hier zeigten sich tendenzielle Zunahmen der absoluten wie auch relativen Bodenfeuchte. Allerdings war dies nicht für beide Flächen und Tiefenstufen konsistent. Für die Terra-Preta-Variante wurde insgesamt kein positiver Effekt auf den Verlauf der relativen und absoluten Bodenfeuchten sowie auf die nFK-, PWP- und FK-Werte gefunden.

Die etwas grobkörnigere Fläche 2 fiel mit absolut gesehen höheren Bodenfeuchten nach Biochar-Behandlung in beiden Tiefenstufen über die gesamte Zeitperiode auf, besonders im Sommer waren die Unterschiede zu den anderen beiden Varianten stark. Als Erklärung hierfür wurde eine Erhöhung der Porosität durch die Zugabe der Holzkohle diskutiert, hohe Standardfehler wiesen jedoch auf eine starke Heterogenität der Mikrostandorte hin. Die sogar leicht trockeneren Bedingungen der Terra-Preta-Pflanzlöcher auf Fläche 1 in 10 cm könnten sich durch einen möglicherweise unzureichenden Zersetzungsgrad der kompostierten Laubstreu, gepaart mit einer eventuell fehlenden Aufsättigung im Sommer erklären lassen.

In den Zeitreihen der relativen Bodenwassergehalte wurden insgesamt wenig Unterschiede zwischen den Varianten beobachtet, was zusammen mit keinen gefunden Abweichungen in der nutzbaren Feldkapazität zwischen den Varianten darauf hindeutet, dass alle Varianten grundsätzlich ähnliche Mengen pflanzenverfügbaren Bodenwassers enthielten. Unterschiede zeigten sich allerdings in einem tendenziell langsameren Trockenfallen der Biochar-Standorte, was auf eine verstärkte Wasserretention schließen ließ. Dies könnte ein Hinweis dafür sein, dass sich Biochar angesichts zunehmender Dürrerisiken im Zuge des Klimawandels als potentiell wirksames Bodenhilfsmittel speziell auf dürreanfälligen Standorten empfiehlt. Außerdem wurden durch die Biochar-Behandlung teilweise stärkere Impulsantworten nach Niederschlagsereignissen beobachtet, was auf ein vermehrtes Vorkommen von Makroporen und daraus folgende höhere Sättigungswassergehalte hindeutet. Ein verändertes Porenspektrum ließ sich auch aus der gefundenen Zunahme des permanenten Welkepunktes und teilweise auch der Feldkapazität gegenüber der Kontroll- und Terra-Preta-Variante ableiten, was die Zunahme von Feinporen und zum Teil auch Mittelporen vermuten ließ. Diffizilere Unterschiede über Ausschnitte der Zeitperiode hinweg wurden bei der Auswertung des Differenzenvergleichs identifiziert. Tendenziell zeigte sich in 10 cm Tiefe ein insgesamt höheres Niveau der relativen Bodenfeuchte auf den mit Holzkohle behandelten Mikrostandorten gegenüber den anderen beiden Varianten.

Eine Aussage über die Höhe der gefundenen Abweichungen ließ sich auf Grundlage dieser Auswertung allerdings nicht treffen.

Für die Terra-Preta-Variante ist denkbar, dass eine Verbesserung der Komposteigenschaften zuträglich gewesen wäre. Womöglich zeigen sich positive Effekte auch erst in Zukunft mit zunehmender Humusbildung. Für Bodenfeuchteaufwertungen im Rahmen von Aufforstungen lässt sich das hier angewandte Terra-Preta-Management bisher allerdings nicht empfehlen.

Anwuchserfolg der Traubeneiche

Anhand einer dichotomen Vitalitätsaufnahme der Traubeneichen ein Jahr nach Pflanzung konnte folgende eingangs gestellte Forschungsfrage beantwortet werden:

III) Hat die Traubeneiche durch die Behandlung des Pflanzlochs mit Terra Preta bzw. Holzkohle nach einem Jahr eine höhere Überlebensrate als ohne Behandlung?

Es zeigte sich, dass Biochar eine flächenabhängige Wirkung auf den Anwuchserfolg der Traubeneiche hatte: Auf Fläche 1 erhöhte die Zugabe von Biochar ins Pflanzloch die Überlebenswahrscheinlichkeit der Jungbäume ein Jahr nach Pflanzung signifikant. Auf Fläche 2 hingegen wurde keine erhöhte Überlebensrate durch die Biochar-Behandlung gefunden. Die Pflanzlochbehandlung mit Terra Preta bewirkte keine signifikante Veränderung des Anwuchserfolgs gegenüber der Kontrollgruppe, jedoch war der Anwuchserfolg signifikant gegenüber der Biochar-Variante verringert. Die Parallelität dieser Effekte zu den Ergebnissen der Bodenfeuchte lässt vermuten, dass der Grund für den verbesserten Anwuchserfolg durch die Holzkohle die Verbesserung der Bodenfeuchtebedingungen mehr als eine Verbesserung der Nährstoffausstattung war. Unregelmäßigkeiten in der Bewässerung und insgesamt hohe Ausfällen erschwerten jedoch die Untersuchung. Zusammenfassend beleuchtet das hier gefundene Ergebnis allerdings das Potential von Biochar im Rahmen von Traubeneichen-Aufforstungen. Hier muss allerdings noch genauer verstanden werden, unter welchen Bedingungen Biochar für die Vitalität förderlich ist, um spezifische Praxisempfehlungen aussprechen zu können.

Gesamtschau der Ergebnisse

Allgemein wurde also eine tendenzielle Aufwertung des Nährstoffvorkommens durch die Biochar- und Terra-Preta-Zugabe und eine tendenzielle Verbesserung der Bodenfeuchte und des Anwuchserfolgs durch die Biochar-Behandlung gefunden. Allerdings erwiesen sich die Ergebnisse nicht über beide Flächen und beide Behandlungsvarianten hinweg als konsistent. Methodische Schwierigkeiten in der Beurteilung der Nährstoffverfügbarkeiten wurden bezüglich möglicher überlagernder Effekte der durch den Pflanzprozess verursachten Bodenveränderungen aufgezeigt. Im Rahmen der Bodenfeuchteauswertung wurde außerdem die Schwierigkeit der Vergleichbarkeit absoluter volumetrischer Bodenfeuchtedaten beleuchtet und die Normalisierung auf die nutzbare Feldkapazität als mögliche Lösung angewandt. Hier sollte jedoch die Schätzung der bodenhydrologischen Kennwerte durch die Untersuchung von Stechzylinderproben und Ermittlung einer pF-Kurve erweitert werden. Insgesamt ist von hohen

Unsicherheiten aufgrund vielfältiger Ursachen auszugehen. Fehlende Informationen über die genauen Bedingungen der Kohleherstellung und -aufbereitung standen einer genauen prozessbasierten Beurteilung der Effekte ebenso wie einer Einordnung in bestehende Ergebnisse aus der Literatur im Weg. Diesbezüglich wäre eine chemische und physikalische Charakterisierung der eingesetzten Kohle aufschlussreich. Die unterschiedliche Reaktion beider Flächen zeigte zusammen mit der in der Literatur mehrfach beschriebenen Abhängigkeit einer Biochar- oder Terra-Preta-Wirkung von den Eigenschaften der eingesetzten Pflanzenkohle, der vorliegenden Bodenart, der Art der organischen Beimengung eines Terra-Preta-Imitats, der vorliegenden Baumart und der vorliegenden Ökozone die Notwendigkeit für weitere Untersuchungen, um ein besseres Verständnis für all diese Parameter zu erlangen. Insgesamt erschweren diese mannigfaltigen Abhängigkeiten die Reproduzierbarkeit von Studien über den Einsatz von Biochar oder Terra Preta. Andererseits ergibt sich so auch die Chance, gewollte Wirkungsweisen etwa durch die Wahl der Kohle genau auf das spezifische Anwendungsgebiet abzustimmen, um das Potential von Biochar als Bodenhilfsmittel in der Forstwirtschaft allgemein und speziell bei Aufforstungen voll ausschöpfen zu können.

DANKSAGUNG

Diese Arbeit wäre ohne die Unterstützung und Hilfe anderer nicht möglich gewesen und ich möchte diesen Menschen an dieser Stelle meinen Dank aussprechen. Zuallererst danke ich der Abteilung Boden und Umwelt der FVA für die Möglichkeit einer Abschlussarbeit im Biochar-Projekt und für die freundliche, unterstützende und inspirierende Einbindung in die Gruppe! Besonderer Dank gebührt Dr. Heike Puhlmann für die kompetente, konstruktive und allzeit fröhliche Betreuung der Arbeit. Außerdem bedanke ich mich bei Simon Schmidt, der den Biochar-Versuch begleitet und mit dem zusammen ich die Bodenprobenahme, Vitalitätsaufnahme und das Auslesen der Bodenfeuchtedaten durchgeführt habe. Er stand mir stets für Fragen rund um das Projekt zur Verfügung! Ebenfalls möchte ich mich bei Angela Thiemann bedanken, die mir bei der Probenaufbereitung und Laboranalytik unterstützend zur Seite stand und die die CN-Analytik übernahm. Schließlich gilt Raphael Habel, Dr. Peter Hartmann und Andrea Hölscher mein Dank, die mir Fragen zur nFK-Schätzung, zur Bodenartbestimmung und zur Datenplausibilisierung beantworteten.

LITERATURVERZEICHNIS

Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden. (2005). *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.

Amelung, W., Blume, H.-P., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B.-M. (2018). *Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde* (17. Aufl.). Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/978-3-662-55871-3

Antonangelo, J. A., Sun, X. & Zhang, H. (2021). The roles of co-composted biochar (COMBI) in improving soil quality, crop productivity, and toxic metal amelioration. *Journal of Environmental Management*, *277*, 111443. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111443

Atkinson, C. J. (2018). How good is the evidence that soil-applied biochar improves water-holding capacity? *Soil Use and Management*, *34*(2), 177–186. https://doi.org/10.1111/sum.12413

Biederman, L. A. & Harpole, W. S. (2013). Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB Bioenergy*, *5*(2), 202–214. https://doi.org/10.1111/gcbb.12037

Blume, H.-P., Stahr, K. & Leinweber, P. (2011). *Bodenkundliches Praktikum: Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler* (3., neubearbeitete Auflage). Springer Akademischer Verlag.

Bollen, K. A. & Jackman, R. W. (1985). Regression Diagnostics. *Sociological Methods & Research*, *13*(4), 510–542. https://doi.org/10.1177/0049124185013004004

Campbell Scientific. (2019). *10HS: Soil Moisture Sensor*. Edmonton, Kanda. https://s.campbellsci.com/documents/ca/product-brochures/10hs_br.pdf

Carrari, E., Ampoorter, E., Bussotti, F., Coppi, A., Garcia Nogales, A., Pollastrini, M., Verheyen, K. & Selvi, F. (2018). Effects of charcoal hearth soil on forest regeneration: Evidence from a two-year experiment on tree seedlings. *Forest Ecology and Management*, *427*, 37–44. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.038

Castellano, M. J., Mueller, K. E., Olk, D. C., Sawyer, J. E. & Six, J. (2015). Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Global Change Biology*, *21*(9), 3200–3209. https://doi.org/10.1111/gcb.12982

Chan, K. Y. & Xu, Z. H. (2009). Nutrient properties of biochars and crop production responses. In J. Lehmann & S. Joseph (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management* (S. 67–84). Earthscan. https://www.css.cornell.edu/faculty/lehmann/publ/First%20proof%2013-01-09.pdf

Clough, T. J. & Condron, L. M. (2010). Biochar and the Nitrogen Cycle: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, *39*(4), 1218–1223. https://doi.org/10.2134/jeq2010.0204

Cook, R. D. (1977). Detection of Influential Observation in Linear Regression. *Technometrics*, *19*(1), 15–18. https://doi.org/10.1080/00401706.1977.10489493

Crespi, A., Renner, K., Zebisch, M., Schauser, I., Leps, N. & Walter, A. (2023). Analysing spatial patterns of climate change: Climate clusters, hotspots and analogues to support climate

risk assessment and communication in Germany. *Climate Services*, *30*, 100373. https://doi.org/10.1016/j.cliser.2023.100373

Dai, Z., Zhang, X., Tang, C., Muhammad, N., Wu, J., Brookes, P. C [Philip C.] & Xu, J [Jianming] (2017). Potential role of biochars in decreasing soil acidification - A critical review. *The Science of the total environment*, *581-582*, 601–611. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.169

Dormann, C. (2017). *Parametrische Statistik: Verteilungen, maximum likelihood und GLM in R* (2., überarbeitete und erweiterte Auflage). Springer Spektrum.

Dutta, T., Kwon, E., Bhattacharya, S. S., Jeon, B. H., Deep, A., Uchimiya, M. & Kim, K.-H. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons and volatile organic compounds in biochar and biochar-amended soil: a review. *GCB Bioenergy*, *9*(6), 990–1004. https://doi.org/10.1111/gcbb.12363

Elementar Analysensysteme GmbH (Hrsg.). (2023). *vario MAX cube: Eine neue Dimension im Probendurchsatz.*

Eller, H. & Denoth, A. (1996). A capacitive soil moisture sensor. *Journal of Hydrology*, *185*(1-4), 137–146. https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)03003-4

Fidel, R. B., Laird, D. A., Thompson, M. L. & Lawrinenko, M. (2017). Characterization and quantification of biochar alkalinity. *Chemosphere*, *167*, 367–373. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.151

Fu, G., Qiu, X., Xu, X., Zhang, W., Zang, F. & Zhao, C. (2021). The role of biochar particle size and application rate in promoting the hydraulic and physical properties of sandy desert soil. *CATENA*, *207*, 105607. https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105607

Fuentes, J. P., Bezdicek, D. F., Flury, M., Albrecht, S. & Smith, J. L. (2006). Microbial activity affected by lime in a long-term no-till soil. *Soil and Tillage Research*, *88*(1-2), 123–131. https://doi.org/10.1016/j.still.2005.05.001

FVA Baden-Württemberg, Abteilung Boden und Umwelt. (2021). *Bestimmung der austauschbaren Kationen und der effektiven Austauschkapazität Ake.*

FVA Baden-Württemberg, Abteilung Waldnaturschutz. (2021). *Waldökologische Standortskartierung: Regionallegende*. Wuchsgebiet: 1 Oberrheinisches Tiefland, Wuchsbezirksgruppe: Hardtwaldungen, Regionalwald: Planarer Buchen-Traubeneichen-Wald. https://www.fva-bw.de/fileadmin/scripts/forschung/wns/stoka/legenden/Leg_1_02_planar.pdf

Gardner, C., Dean, T. J. & Cooper, J. D. (1998). Soil Water Content Measurement with a High-Frequency Capacitance Sensor. *Journal of Agricultural Engineering Research*, *71*(4), 395–403. https://doi.org/10.1006/jaer.1998.0338

Geologische Übersichtskarte von Baden-Württemberg 1:500 000 (2. Aufl.). (1998). Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg. Freiburg im Breisgau. https://www.leo-bw.de/media/kgl_atlas/current/delivered/bilder/HABW_02_03.jpg

Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G. & Zech, W. (2001). The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, *88*(1), 37–41. https://doi.org/10.1007/s001140000193

Glaser, B., Lehmann, J [J.] & Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biology and Fertility of Soils*, *35*(4), 219–230. https://doi.org/10.1007/s00374-002-0466-4

Gogoi, L., Narzari, R., Gogoi, N., Farooq, M. & Kataki, R. (2019). Biochar Production and Application in Forest Soils - A Critical Review. *Phyton, International Journal of Experimental Botany*, *88*(4), 351–365. https://doi.org/10.32604/phyton.2019.08406

Gray, M., Johnson, M. G., Dragila, M. I. & Kleber, M. (2014). Water uptake in biochars: The roles of porosity and hydrophobicity. *Biomass and Bioenergy*, *61*, 196–205. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.12.010

Habel, R. (unveröffentlicht). *nFK-Schätzfunktion* [R]. FVA Baden-Württemberg. Freiburg im Breisgau.

Hartig, F. (2022). *DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level/Mixed) Regression Models* (Version 0.4.6) [Computer software]. Theoretische Ökologie, Universität Regensburg.

Hidayanti, A. K., Kirana, N. & Soetarto, E. S. (2013). *Role of Bacteria and Mold as Agent Plant Litter Composting.* 3rd International Conference on Chemical, Biological and Environment Sciences (ICCEBS'2013). https://www.researchgate.net/profile/Ardhiani-Hidayanti/publication/270217002_Role_of_Bacteria_and_Mold_as_Agent_Plant_Litter_Composting/links/54a2d5e60cf267bdb9042a1b/Role-of-Bacteria-and-Mold-as-Agent-Plant-Litter-Composting.pdf

Hongve, D., van Hees, P. A. W. & Lundström, U. S. (2000). Dissolved components in precipitation water percolated through forest litter. *European Journal of Soil Science*, *51*(4), 667–677. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2000.00339.x

Hue, N. (2020). Biochar for Maintaining Soil Health. In B. Giri & A. Varma (Hrsg.), *Soil Biology: Bd. 59. Soil Health* (S. 21–46). Springer Nature.

International Biochar Initiative (Hrsg.). (2015). *Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil*. Washington, DC. https://biochar-international.org/wp-content/uploads/2023/01/IBI_Biochar_Standards_V2.1_Final.pdf

Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D. W., Minkkinen, K. & Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, *137*(3-4), 253–268. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003

Jansone, L., von Wilpert, K. & Hartmann, P. (2020). Natural Recovery and Liming Effects in Acidified Forest Soils in SW-Germany. *Soil Systems*, *4*(3), 38. https://doi.org/10.3390/soilsystems4030038

Jeffery, S., Verheijen, F., van der Velde, M. & Bastos, A. C. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *144*(1), 175–187. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015

Johanis, H., Lehejček, J. & Tejnecký, V. (2022). An insight into long-term effects of biochar application on forest soils. *European Journal of Forest Research*, *141*(2), 213–224. https://doi.org/10.1007/s10342-022-01440-0

Joseph, S [Stephen], Cowie, A. L., van Zwieten, L., Bolan, N., Budai, A., Buss, W., Cayuela, M. L., Graber, E. R., Ippolito, J. A., Kuzyakov, Y., Luo, Y [Yu], Ok, Y. S., Palansooriya, K. N., Shepherd, J., Stephens, S., Weng, Z. & Lehmann, J [Johannes] (2021). How biochar works, and when it doesn't: A review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar. *GCB Bioenergy*, *13*(11), 1731–1764. https://doi.org/10.1111/gcbb.12885

Juno, E. & Ibáñez, I. (2021). Biochar Application and Soil Transfer in Tree Restoration: A Meta-Analysis and Field Experiment. *Ecological Restoration*, *39*(3), 158–167. https://doi.org/10.3368/er.39.3.158

Kern, D. C., LP Ruivo, M. de & Frazão, F. J. L. (2009). Terra Preta Nova: The Dream of Wim Sombroek. In *Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision* (S. 339–349). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9031-8_18

Kocsis, T., Ringer, M. & Biró, B. (2022). Characteristics and Applications of Biochar in Soil–Plant Systems: A Short Review of Benefits and Potential Drawbacks. *Applied Sciences*, *12*(8), 4051. https://doi.org/10.3390/app12084051

Kölling, C., Göttlein, A. & Rothe, A. (2007). Energieholz nachhaltig nutzen. *LWF aktuell*(61), 32–36.

Kome, G. K., Enang, R. K., Yerima, B. P. K. & Lontsi, M. G. R. (2018). Models relating soil pH measurements in H2O, KCl and CaCl2 for volcanic ash soils of Cameroon. *Geoderma Regional*, *14*, e00185. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00185

Lang, F. (2021). *Basen und Säuren.* Professur für Bodenökologie, Universität Freiburg. Einführung in die Bodenkunde WS20/21, Freiburg im Breisgau.

Lang, F. & Kayser, G. (2021). *Projektstudie: Aktuelle Fragen der Waldernährung: Laborskript.* Professur für Bodenökologie.

Lefebvre, D., Román-Dañobeytia, F., Soete, J., Cabanillas, F., Corvera, R., Ascorra, C., Fernandez, L. E. & Silman, M. (2019). Biochar Effects on Two Tropical Tree Species and Its Potential as a Tool for Reforestation. *Forests*, *10*(8), 678. https://doi.org/10.3390/f10080678

Lehmann, J [J.] & Joseph, S [S.] (Hrsg.). (2009). *Biochar for Environmental Management*. Earthscan.

Leirós, M., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S. & Gil-Sotres, F. (1999). Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, *31*(3), 327–335. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00129-1

Lévesque, V., Oelbermann, M. & Ziadi, N. (2022). Biochar in temperate soils: opportunities and challenges. *Canadian Journal of Soil Science*, *102*(1), 1–26. https://doi.org/10.1139/cjss-2021-0047

Li, Y [Y.], Hu, S., Chen, J., Müller, K., Fu, W., Lin, Z. & Wang, H. (2018). Effects of biochar application in forest ecosystems on soil properties and greenhouse gas emissions: a review. *Journal of Soils and Sediments*, *18*(2), 546–563. https://doi.org/10.1007/s11368-017-1906-y

Liao, W. & Thomas, S. (2019). Biochar Particle Size and Post-Pyrolysis Mechanical Processing Affect Soil pH, Water Retention Capacity, and Plant Performance. *Soil Systems*, *3*(1), 14. https://doi.org/10.3390/soilsystems3010014

Licht, J. & Smith, N. (2018). The influence of lignocellulose and hemicellulose biochar on photosynthesis and water use efficiency in seedlings from a Northeastern U.S. pine-oak ecosystem. *Journal of Sustainable Forestry*, *37*(1), 25–37. https://doi.org/10.1080/10549811.2017.1386113

Liu, X., Zhang, A., Ji, C., Joseph, S [S.], Bian, R., Li, L., Pan, G. & Paz-Ferreiro, J. (2013). Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions—a meta-analysis of literature data. *Plant and Soil*, *373*(1-2), 583–594. https://doi.org/10.1007/s11104-013-1806-x

Löf, M., Dey, D. C., Navarro, R. M. & Jacobs, D. F. (2012). Mechanical site preparation for forest restoration. *New Forests*, *43*(5-6), 825–848. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9332-x

Lord, H. L. & Pfannkoch, E. A. (2014). 2.27 - Sample Preparation Automation for GC Injection. In J. Pawliszyn (Hrsg.), *Comprehensive Sampling and Sample Preparation: Analytical Techniques for Scientists* (S. 597–612). Elsevier Science. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-381373-2.00061-2

Luo, Y [Y.], Yu, Z., Zhang, K., Xu, J [J.] & Brookes, P. C [P. C.] (2016). The properties and functions of biochars in forest ecosystems. *Journal of Soils and Sediments*, *16*(8), 2005–2020. https://doi.org/10.1007/s11368-016-1483-5

Lyford, W. H. (1980). Development of the root system of Northern Red Oak (Quercus Rubra L.). *Harvard Forest Paper*(21). https://harvardforest1.fas.harvard.edu/publications/pdfs/HFpubs/paper21.pdf

METER Group AG. (2019). *EC-5*. München. http://publications.metergroup.com/Manuals/20431_EC-5_Manual_Web.pdf

Qian, L. & Chen, B. (2014). Interactions of aluminum with biochars and oxidized biochars: implications for the biochar aging process. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, *62*(2), 373–380. https://doi.org/10.1021/jf404624h

Schmidt, H.-P. (2011). Wege zu Terra Preta – Aktivierung von Pflanzenkohle. *ithaka Journal*, *1/2011*, 28–32.

Schmit, M. (2023). *WeatherDB*. https://apps.hydro.uni-freiburg.de/de/weatherdb/get_ts

Schulz, H., Dunst, G. & Glaser, B. (2013). Positive effects of composted biochar on plant growth and soil fertility. *Agronomy for Sustainable Development*, *33*(4), 817–827. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0150-0

Shetty, R., Vidya, C. S.-N., Prakash, N. B., Lux, A. & Vaculík, M. (2021). Aluminum toxicity in plants and its possible mitigation in acid soils by biochar: A review. *The Science of the total environment*, *765*, 142744. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142744

Sorrenti, G., Masiello, C. A., Dugan, B. & Toselli, M. (2016). Biochar physico-chemical properties as affected by environmental exposure. *The Science of the total environment*, *563-564*, 237–246. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.245

Spathelf, P., van der Maaten, E., van der Maaten-Theunissen, M., Campioli, M. & Dobrowolska, D. (2014). Climate change impacts in European forests: the expert views of local observers. *Annals of Forest Science*, *71*(2), 131–137. https://doi.org/10.1007/s13595-013-0280-1

SPSC GmbH Carbon Technology (Hrsg.). (2023). *Retorten für die Biokohleproduktion*. https://www.sp-sc.de/retorten-fur-die-biokohleproduktion/

Thomas, S. C. & Gale, N. (2015). Biochar and forest restoration: a review and meta-analysis of tree growth responses. *New Forests*, *46*(5-6), 931–946. https://doi.org/10.1007/s11056-015-9491-7

Twarakavi, N. K. C., Sakai, M. & Šimůnek, J. (2009). An objective analysis of the dynamic nature of field capacity. *Water Resources Research*, *45*(10). https://doi.org/10.1029/2009WR007944

Universität Wageningen. (1997). *Certificate of Analysis, International Soil-Analytical Exchange: Reference Material ISE sample 980.* Wageningen evaluating programs for analytical laboratories.

von Wilpert, K. (2022). Forest Soils—What's Their Peculiarity? *Soil Systems*, *6*(1), 5. https://doi.org/10.3390/soilsystems6010005

Wang, J., Xiong, Z. & Kuzyakov, Y. (2016). Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy*, *8*(3), 512–523. https://doi.org/10.1111/gcbb.12266

Zhou, G., Xu, S., Ciais, P., Manzoni, S., Fang, J., Yu, G., Tang, X., Zhou, P., Wang, W., Yan, J., Wang, G., Ma, K., Li, S., Du, S., Han, S., Ma, Y., Zhang, D., Liu, J., Liu, S., . . . Chen, X. (2019). Climate and litter C/N ratio constrain soil organic carbon accumulation. *National Science Review*, *6*(4), 746–757. https://doi.org/10.1093/nsr/nwz045

ANHANG

ANHANGSVERZEICHNIS

Anhang A 71
Anhang B 73
Anhang C 74
Anhang D 78
Anhang E 80
Anhang F 86
Anhang G 88
Anhang H 98

Anhang A

Tabelle 10: Bezeichnungen der in dieser Arbeit verwendeten Geräte. *Es ist jeweils das Produkt oder Gerät aufgeführt, wie es in der Arbeit genannt wurde. Die restlichen Spalten geben die Bezeichnung des Herstellers, die herstellende Firma und den Sitz der Firma an.*

Produkt/Gerät	Bezeichnung	Firma	Sitz der Firma
Traubeneiche	1-jährig, 15 - 30 cm Höhe, Herkunft 81809 (ZüF)	Darmstädter Forstbaumschulen GmbH	Darmstadt
Bodenfeuchtesonde	ECH2O EC-5 und 10HS	METER Environment, Inc. und Campbell Scientific, Inc.	Pullman, USA und Logan, USA
Datenlogger	Em50, ZL6 Basic und ZL6	METER Environment, Inc.	Pullman, USA
Pyrolyseofen	VARIO Retort L	SPSC GmbH	München
Trockenschrank	FD 720-400 V	BinderGmbH	Tuttlingen
Probenteiler	DR100	Retsch GmbH	Haan
Planeten-Kugelmühle	PM400	Retsch GmbH	Haan
Schüttler	SM25	Edmund Bühler GmbH	Tübingen
pH-Elektrode	Aquatrode Plus mit Pt1000, 6.0257.600	Metrohm Prozessanalytik GmbH & Co. KG	Filderstadt
Sampler pH-Wert-Messung	815 Robotic USB Sample Processor XL (1T/1P), 2.815.0010	Metrohm Prozessanalytik GmbH & Co. KG	Filderstadt
Programm pH-Wert-Messung	Tiamo 2.5, 8.101.8070	Metrohm Prozessanalytik GmbH & Co. KG	Filderstadt

ICP-OES	ICP-OES 5100	Agilent Technologies, Inc.	Santa Clara, USA
Programm ICP-Messung	ICP Expert Software 7.3.0.8799	Agilent Technologies, Inc.	Santa Clara, USA
Laborprogramm (LIMS)	LIFECYCLE, 8.2.9.32588	Quality Systems International GmbH	Rödermark
pH-Elektrode pH KAK	SenTix 81	WTW (Xylem Analytics Germany Sales GmbH)	Weilheim
Sampler pH KAK	SP2000-1	Skalar Analytical B.V.	Breda, NL
Programm pH KAK	RoboticAccess, *Version unbekannt*	Skalar Analytical B.V.	Breda, NL
Elementaranalysator	vario MAX cube	Elementar Analysensysteme GmbH	Langenselbold
Elementaranalysator Programm	varioMAXcube Software, 4.1.12	Elementar Analysensysteme GmbH	Langenselbold
R	4.1.1		
R IDE	R-Studio 2021.09.0	R-Tools Technology	Richmond Hill, USA
Tabellenkalkulation	Excel, 2306	Microsoft	Redmond, USA

Anhang B

Tabelle 11: Auswahl der Wahrscheinlichkeitsverteilungen für die in das jeweilige GLM als Antwortvariable eingehenden chemischen Bodenparameter. *Die Entscheidung für die aufgeführten Verteilungen basiert auf der Diagnostik von Residuen, Heteroskedastizität, erklärter Varianz und Anzahl einflussreicher Datenpunkte. Die Aussagekraft der GLMs der mit [1] markierten Verteilungen und zugehöriger Parameter schwächt sich aufgrund gefundener Abweichungen in den Residuen ab.*

Chemischer Bodenparameter	Angenommene Verteilung
pH (H_2O)	Lognormal
pH (KCl)	Lognormal
KAK [µmolc/g]	Lognormal
BS [%]	Lognormal
C-Gehalt [g/kg]	Lognormal
N-Gehalt [g/kg]	Lognormal
C/N-Verhältnis	Lognormal
Na^+ [µmolc/g]	Normal
K^+ [µmolc/g]	Lognormal
Ca^{2+} [µmolc/g]	Lognormal
Mg^{2+} [µmolc/g]	Lognormal
Mn^{2+} [µmolc/g]	Lognormal
Al^{3+} [µmolc/g]	Normal [1]
Fe^{3+} [µmolc/g]	Lognormal [1]
H^+ [µmolc/g]	Normal [1]

Anhang C

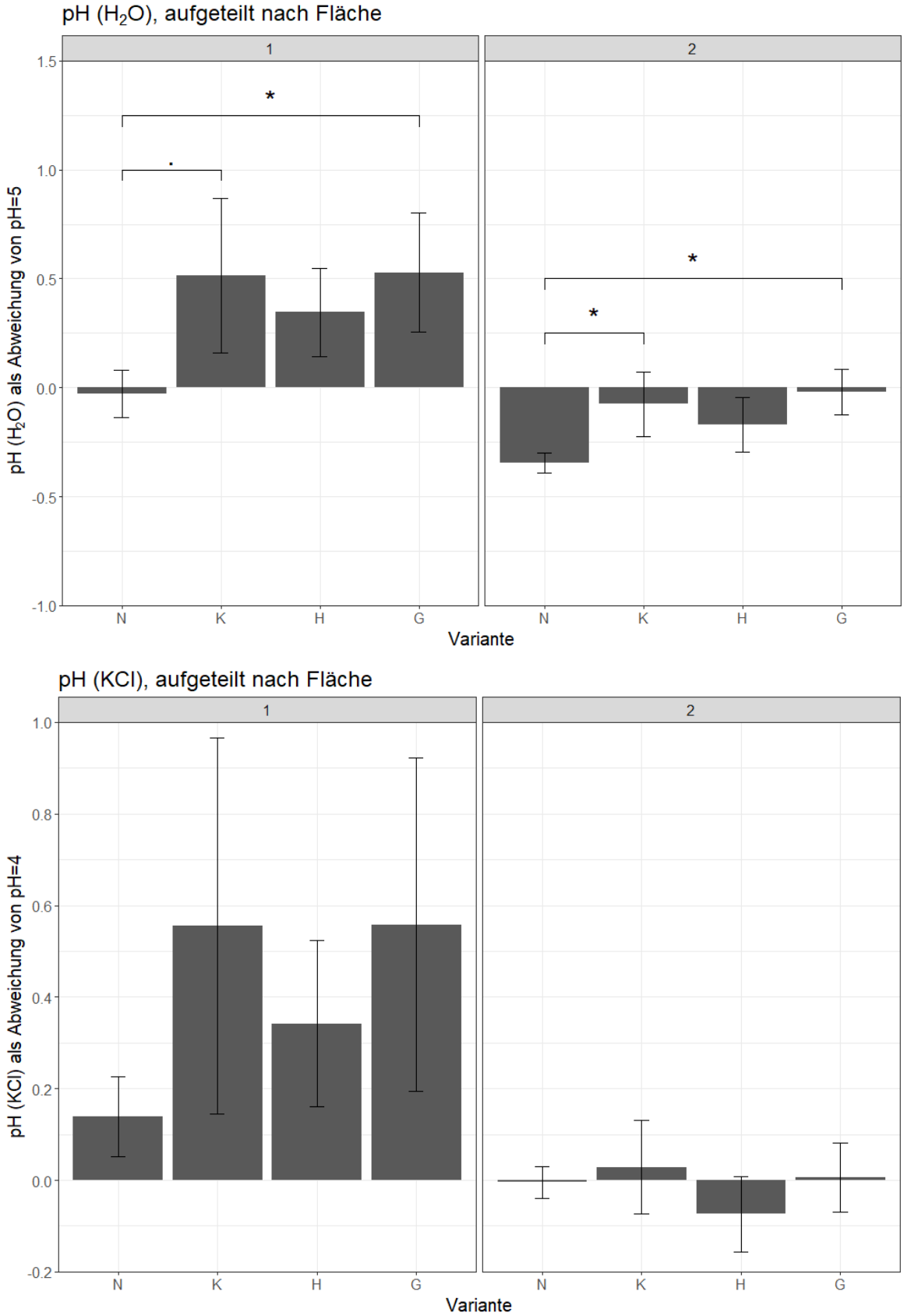


Abbildung 17: pH-Werte in H_2O und KCl je Variante, aufgeteilt nach Fläche. *Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes sowie signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (inklusiver einflussreicher Datenpunkte). n = 15 für Variante N, n = 5 für Variante K, H und G. (Quelle: Eigene Abbildung)*

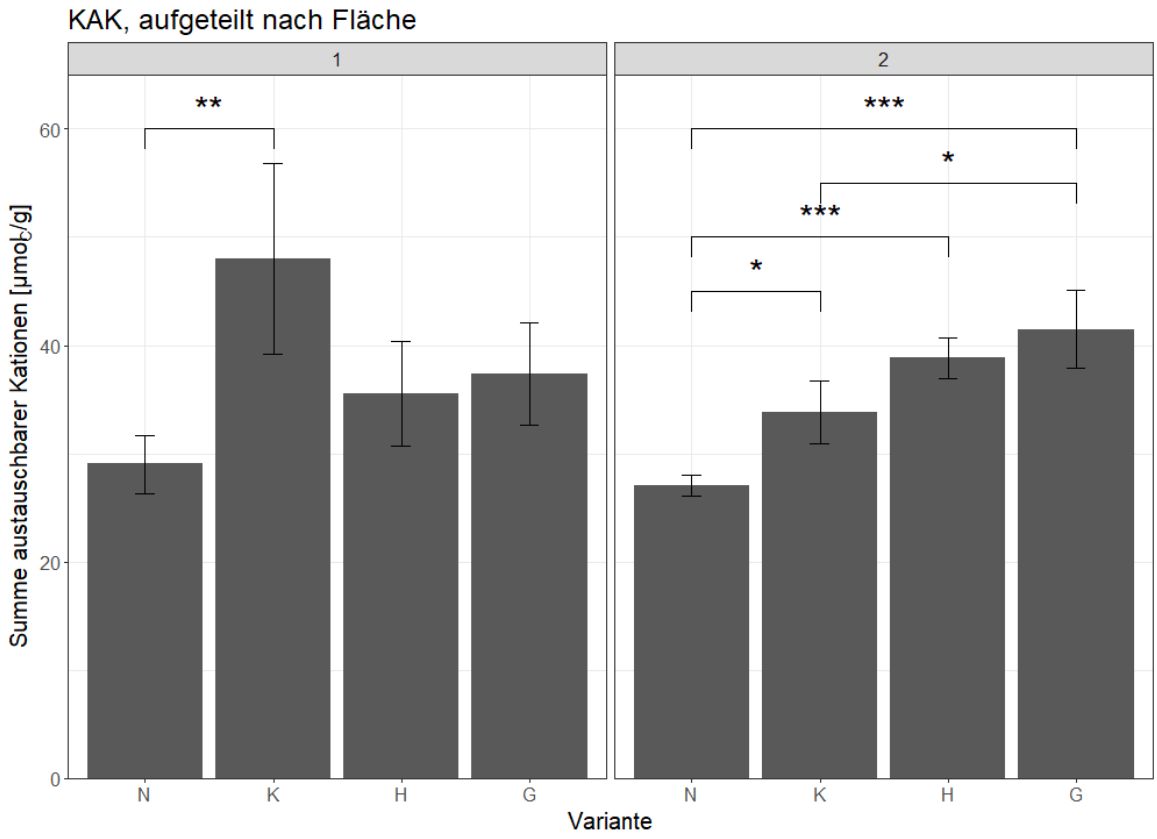


Abbildung 18: Kationenaustauschkapazität [μmol_c/g] je Variante, aufgeteilt nach Fläche. *Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes sowie signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (inklusiver einflussreicher Datenpunkte). n = 15 für Variante N, n = 5 für Variante K, H und G. (Quelle: Eigene Abbildung)*

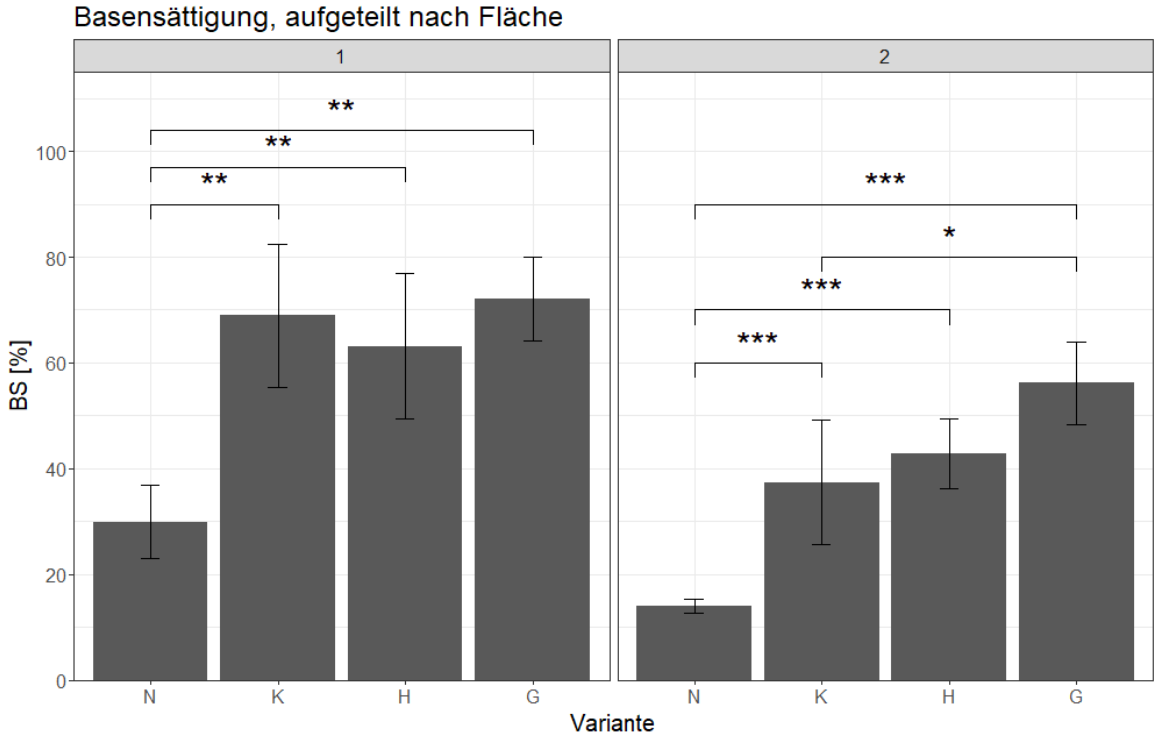


Abbildung 19: Basensättigung [%] je Variante, aufgeteilt nach Fläche. *Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes sowie signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (inklusiver einflussreicher Datenpunkte). n = 15 für Variante N, n = 5 für Variante K, H und G. (Quelle: Eigene Abbildung)*

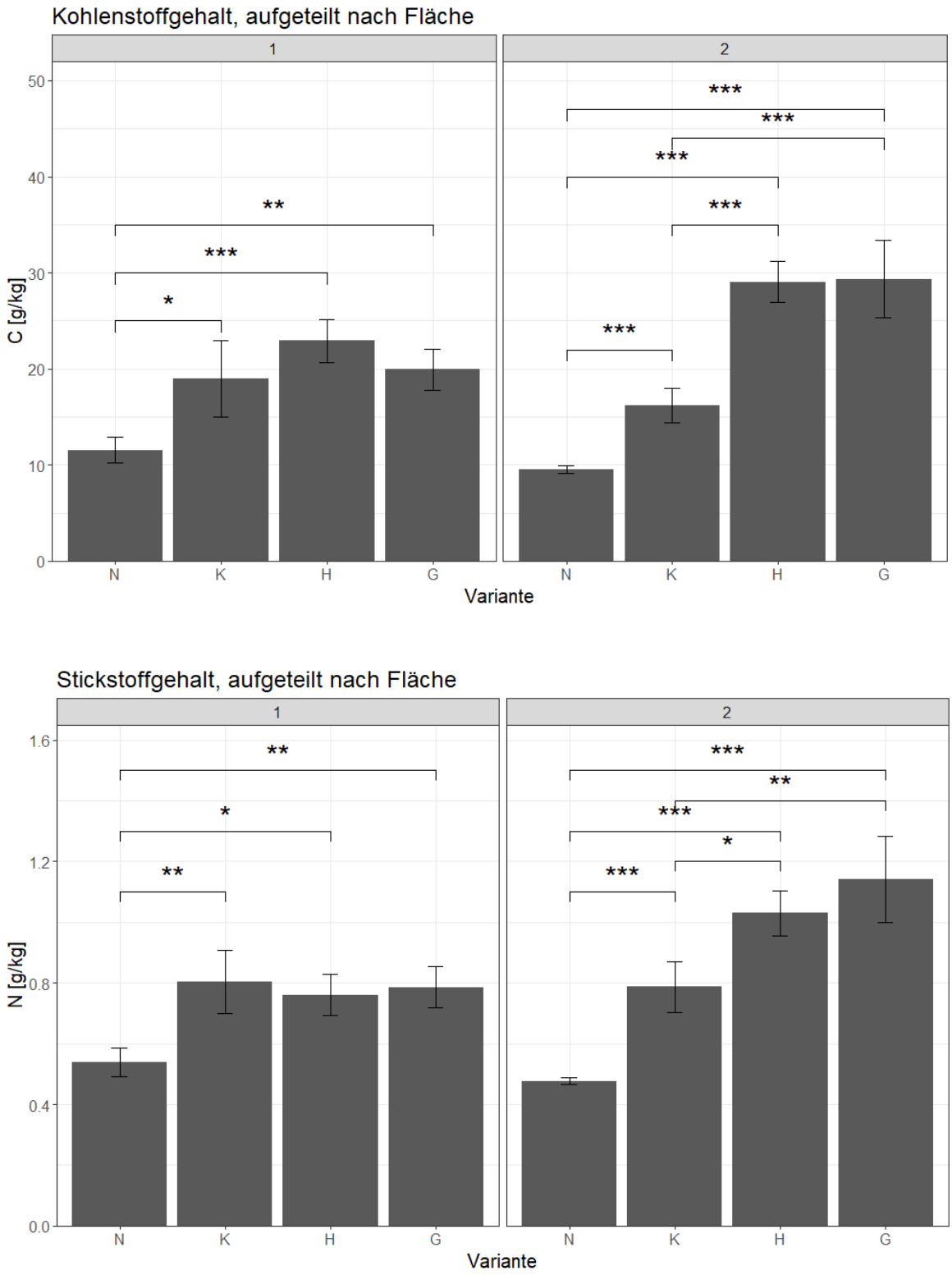


Abbildung 20: Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt [g/kg] je Variante, aufgeteilt nach Fläche. *Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes sowie signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (inklusiver einflussreicher Datenpunkte). n = 15 für Variante N, n = 5 für Variante K, H und G. (Quelle: Eigene Abbildung)*

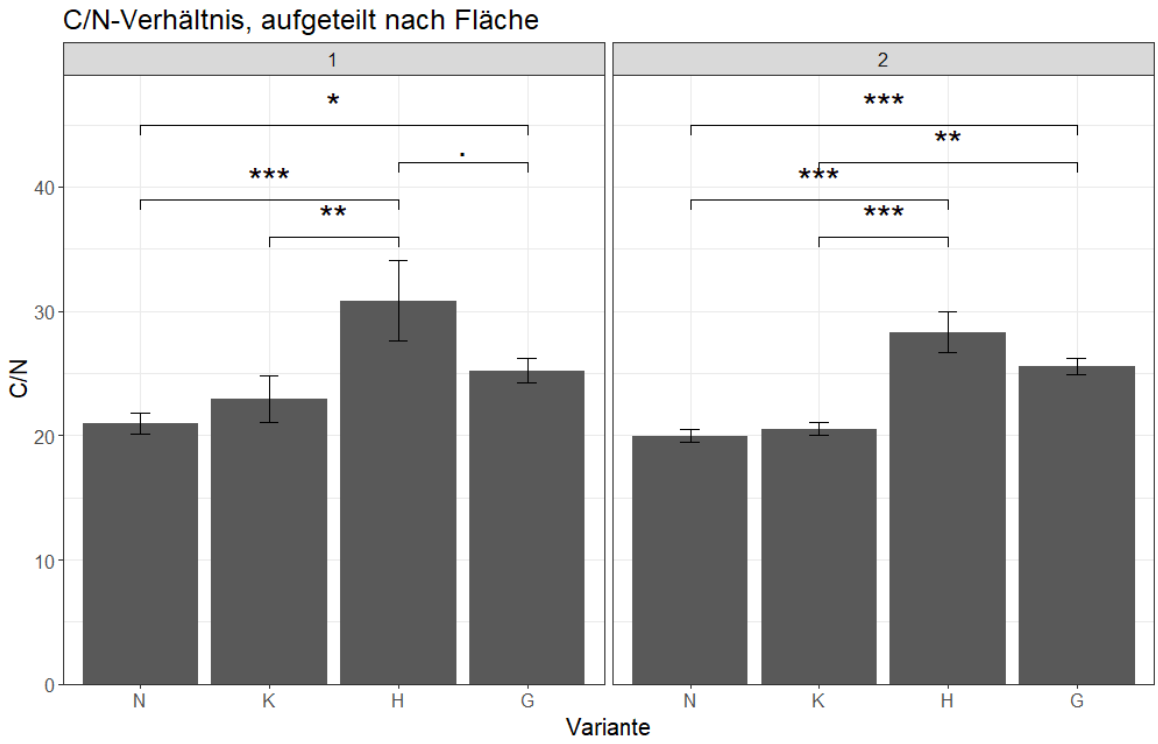


Abbildung 21: C/N-Verhältinis je Variante, aufgeteilt nach Fläche. *Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes sowie signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (inklusiver einflussreicher Datenpunkte). n = 15 für Variante N, n = 5 für Variante K, H und G. (Quelle: Eigene Abbildung)*

Anhang D

Beispielcode Auswertung Bodenchemische Parameter

```
#Beispiel für GLM-Modell mit lognormaler Verteilung
#Holzkohle als Intercept
fm_pH_H2O_11 <- glm(log(pH_H2O) ~ Variante, data=data[data$Flaeche=="1",],
                    family=gaussian)
summary(fm_ph_H2O_11)

#Residuen
plot(simulateResiduals(fm_pHH2O_11_norm))

#Cooks-Distanzen
cooks.distance(fm_pHH2O_11_lognorm)
which(cooks.distance(fm_pHH2O_11_lognorm) > 4/30)
cooks.distance(fm_pHH2O_11_lognorm)[which(cooks.distance(fm_pHH2O_11_lognor
m) > 4/30)]

#Test auf Homoskedastizität
leveneTest(data$H_mmolcKg[data$Flaeche == "1"], data$Variante[data$Flaeche ==
"1"], center=mean) #varianzhomogen, da p > 0.05
leveneTest(data$H_mmolcKg[data$Flaeche == "2"], data$Variante[data$Flaeche ==
"2"], center=mean) #varianzhomogen, da p > 0.05


#GLM ohne einflussreiche Datenpunkte
newdata <- data[-c(43,45,55),]
newdata_fl1 <- newdata[newdata$Flaeche == "1",]

newdata <- data[-c(40,48),]
newdata_fl2 <- newdata[newdata$Flaeche == "2",]

#Holzkohle als Intercept
fmex_pH_H2O_11 <- glm(log(pH_H2O) ~ Variante, newdata_fl1,
                      family=gaussian)


#Plots
#Dataframes vorbereiten, Daten aggregieren zu MW und SE
interim_CN_mean_2023 <- aggregate(cbind(Carbon_gKG, Nitrogen_gKG, CN) ~
Flaeche + Variante, data=data_2023, FUN=mean)
interim_CN_mean_2022 <- aggregate(cbind(Carbon_gKG, Nitrogen_gKG, CN) ~
Flaeche + Variante_2, data=data_2022, FUN=mean)

interim_CN_se_2023 <- aggregate(cbind(Carbon_gKG, Nitrogen_gKG, CN) ~ Flaeche
+ Variante, data=data_2023, FUN=std.error)
```

```
interim_CN_se_2022 <- aggregate(cbind(Carbon_gKG, Nitrogen_gKG, CN) ~ Flaeche
+ Variante_2, data=data_2022, FUN=std.error)

colnames(interim_CN_se_2022)[2] <- "Variante"
colnames(interim_CN_mean_2022)[2] <- "Variante"

#in einen Dataframe schreiben
CN_mean <- rbind(interim_CN_mean_2023, interim_CN_mean_2022)
CN_se <- rbind(interim_CN_se_2023, interim_CN_se_2022)


#Signifikanzen
sign_C <- data.frame(
  Flaeche = c("1", "1", "1",
              "2", "2", "2", "2", "2"),
  start = c("Kontrolle22", "Kontrolle22", "Kontrolle22",
            "Kontrolle", "Kontrolle22", "Kontrolle22", "Kontrolle", "Kontrolle22"),
  end = c("Holzkohle", "Kontrolle", "TerraPreta",
          "Holzkohle", "Holzkohle", "Kontrolle", "TerraPreta", "TerraPreta"),
  y = c(30, 25, 35,
        35, 40, 22, 44, 47),
  label = c("***", "*", "**",
            "***", "***", "***", "***", "***")
)
sign_C$group <- 1:nrow(sign_C)


ggplot(CN_mean, aes(x=Variante, y=Carbon_gKG))+
  geom_bar(stat="identity")+
  geom_errorbar(aes(ymin=Carbon_gKG-CN_se$Carbon_gKG,
                    ymax=Carbon_gKG+CN_se$Carbon_gKG),
                width=.15)+
  facet_wrap(~Flaeche)+
  theme_bw()+
  theme(text=element_text(size=15))+
  ggtitle("Kohlenstoffgehalt, aufgeteilt nach Fläche")+
  scale_x_discrete(limits=c("Kontrolle22", "Kontrolle", "Holzkohle", "TerraPreta"),
                   labels=c("N", "K", "H", "G"))+
  scale_y_continuous(expand=c(0,0), limits=c(0,52))+
  ylab("C [g/kg]")+
  geom_signif(data=sign_C,
              aes(xmin = start, xmax = end,
                  annotations = label, y_position = y),
              textsize = 8,
              manual = TRUE
  )
```

Anhang E

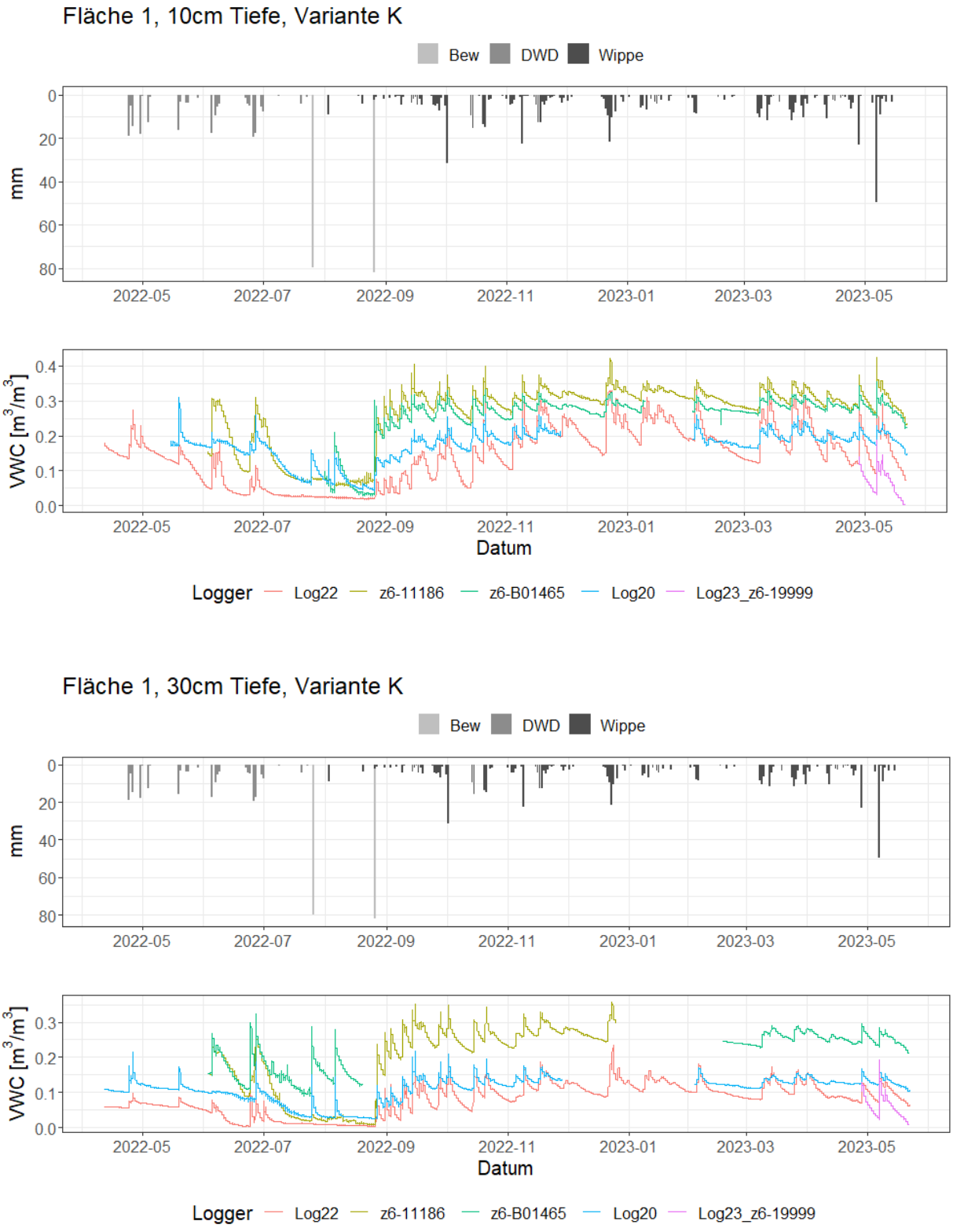
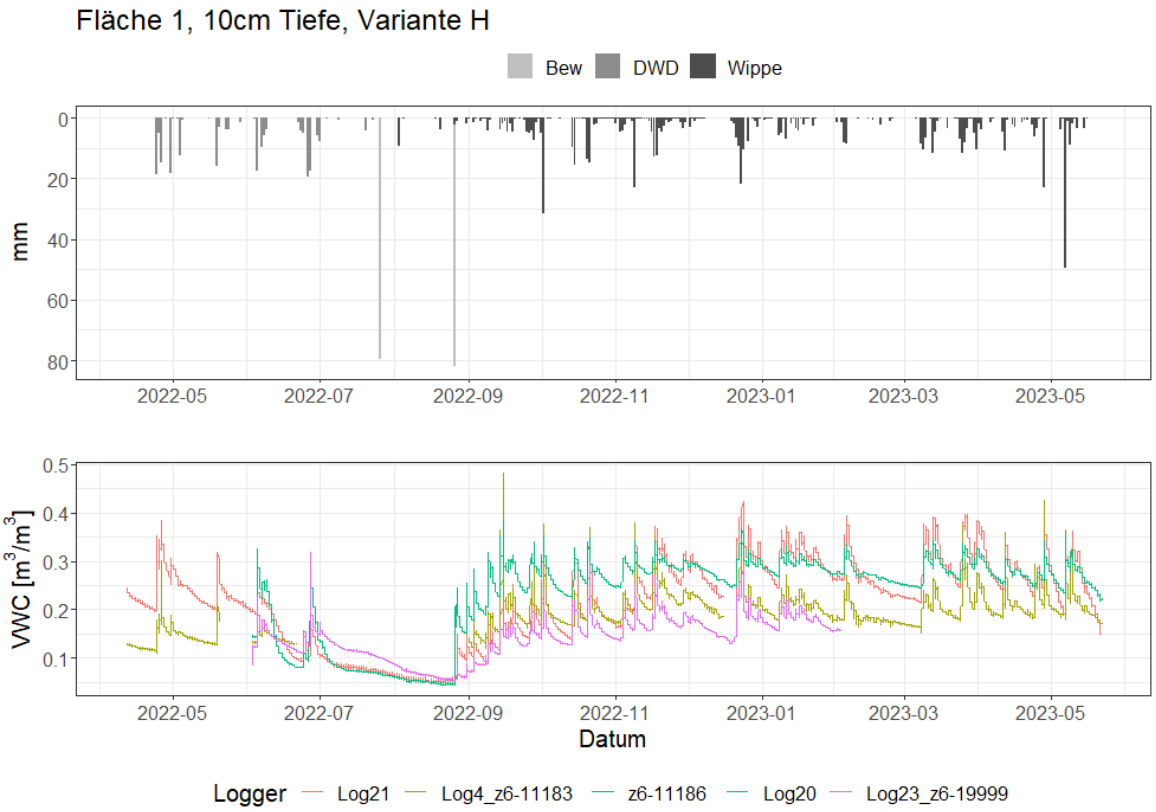


Abbildung 22: Verlauf der aufbereiteten absoluten Bodenwassergehalte [m^3/m^3] je Sonde auf Fläche 1 in 10 und 30cm Tiefe für Variante K. *Dargestellt ist neben den Bodenfeuchten auch eine Niederschlagszeitreihe, welche sich aus aus den Daten der Niederschlagsstation 731 des Deutschen Wetterdienstes (DWD), den Bewässerungsdaten (Bew) und den flächeneigenen Daten der Niederschlagskippwaagen (Wippe) zusammensetzt. (Quelle: Eigene Abbildung)*



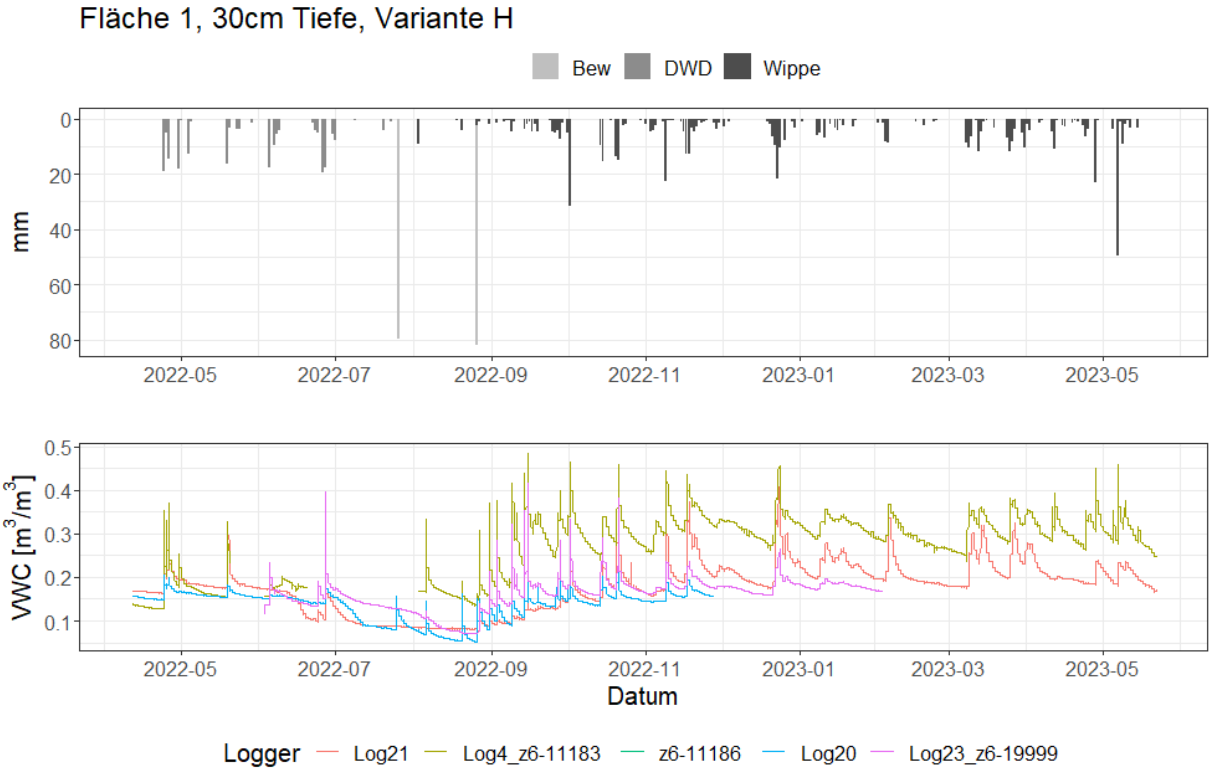
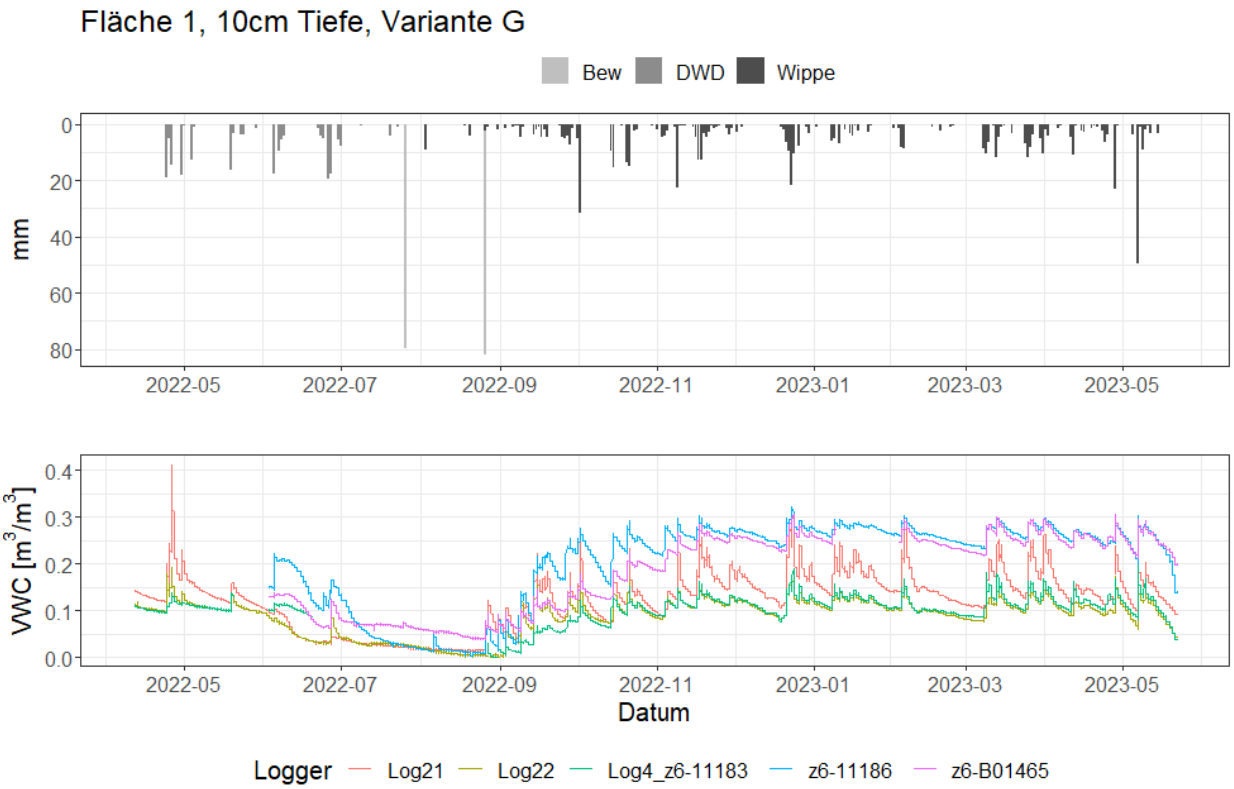


Abbildung 23: Verlauf der aufbereiteten absoluten Bodenwassergehalte [m³/m³] je Sonde auf Fläche 1 in 10 und 30cm Tiefe für Variante H. *Dargestellt ist neben den Bodenfeuchten auch eine Niederschlagszeitreihe, welche sich aus aus den Daten der Niederschlagsstation 731 des Deutschen Wetterdienstes (DWD), den Bewässerungsdaten (Bew) und den flächeneigenen Daten der Niederschlagskippwaagen (Wippe) zusammensetzt. (Quelle: Eigene Abbildung)*



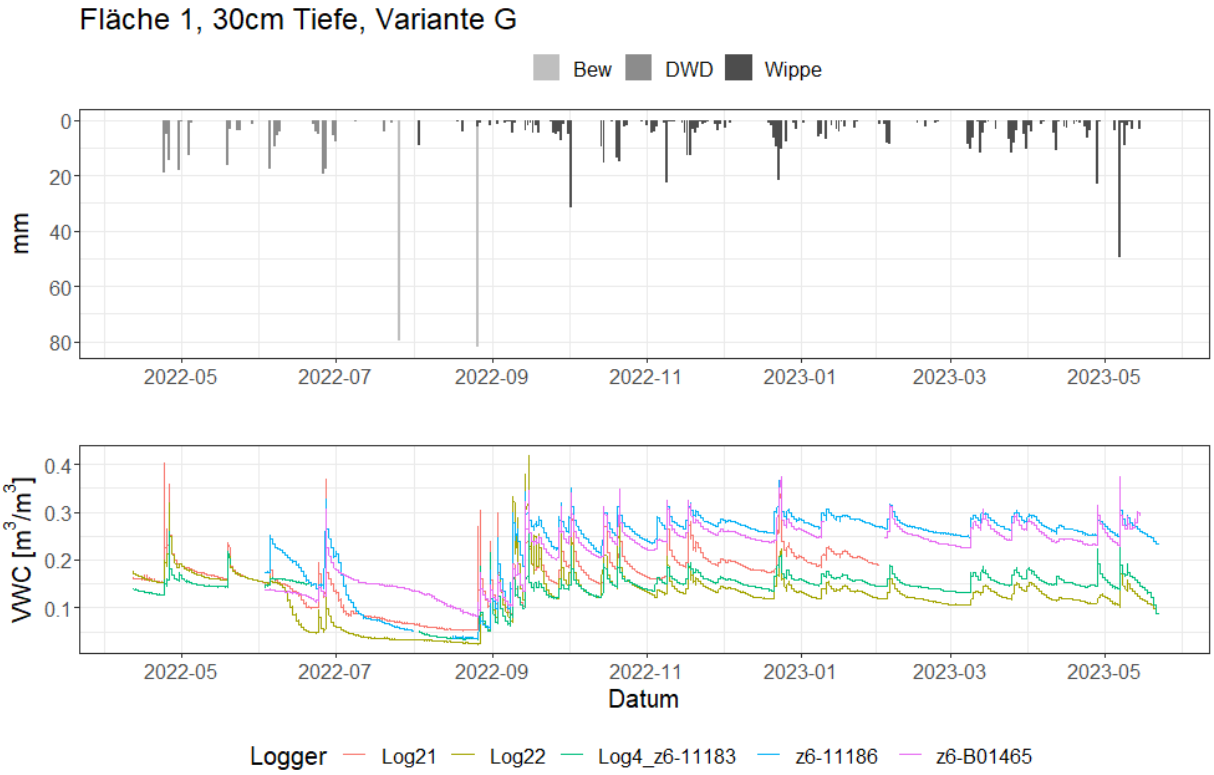


Abbildung 24: Verlauf der aufbereiteten absoluten Bodenwassergehalte [m^3/m^3] je Sonde auf Fläche 1 in 10 und 30cm Tiefe für Variante G. *Dargestellt ist neben den Bodenfeuchten auch eine Niederschlagszeitreihe, welche sich aus aus den Daten der Niederschlagsstation 731 des Deutschen Wetterdienstes (DWD), den Bewässerungsdaten (Bew) und den flächeneigenen Daten der Niederschlagskippwaagen (Wippe) zusammensetzt. (Quelle: Eigene Abbildung)*

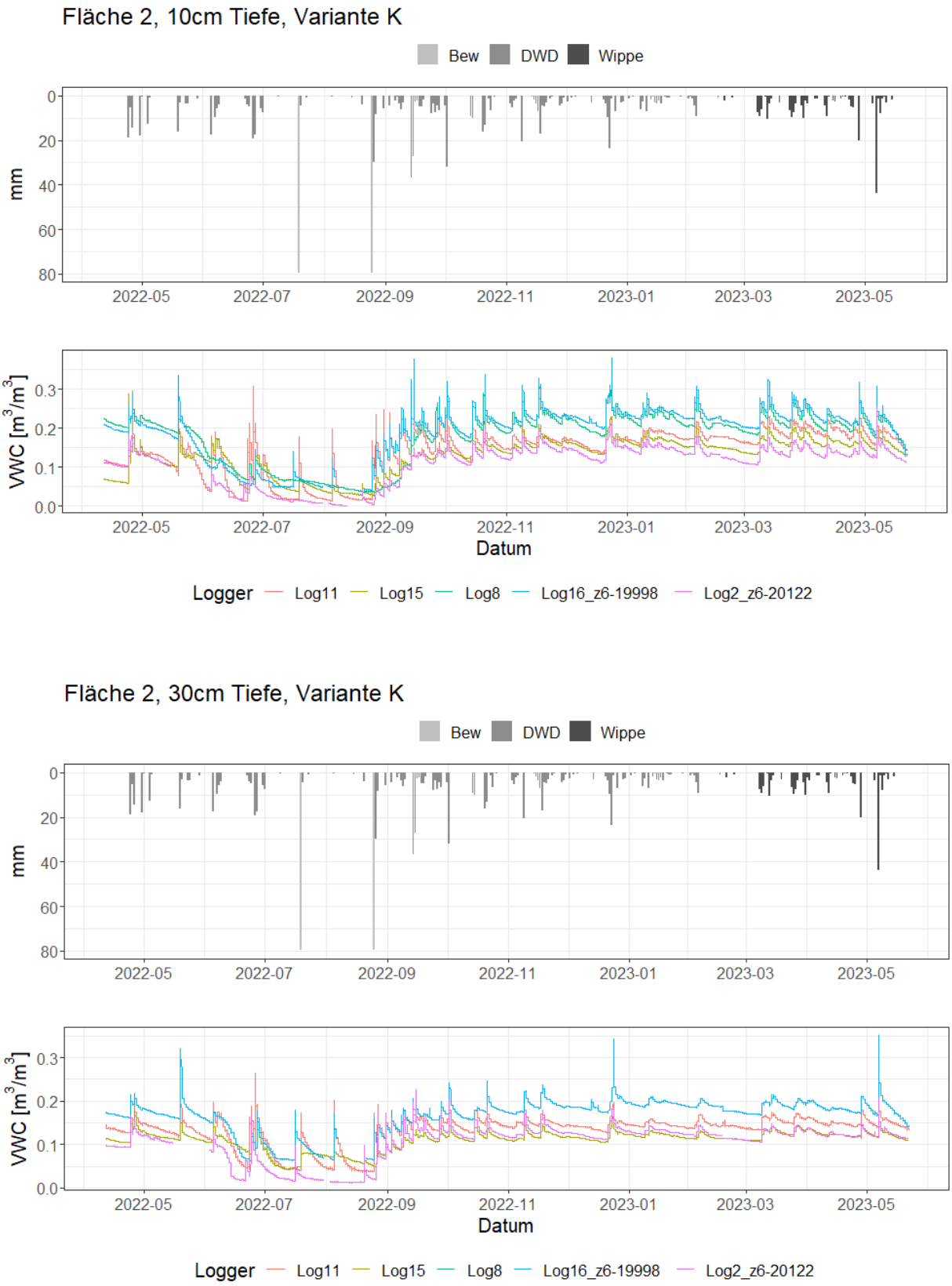


Abbildung 25: Verlauf der aufbereiteten absoluten Bodenwassergehalte [m³/m³] je Sonde auf Fläche 2 in 10 und 30cm Tiefe für Variante K. *Dargestellt ist neben den Bodenfeuchten auch eine Niederschlagszeitreihe, welche sich aus aus den Daten der Niederschlagsstation 731 des Deutschen Wetterdienstes (DWD), den Bewässerungsdaten (Bew) und den flächeneigenen Daten der Niederschlagskippwaagen (Wippe) zusammensetzt. (Quelle: Eigene Abbildung)*

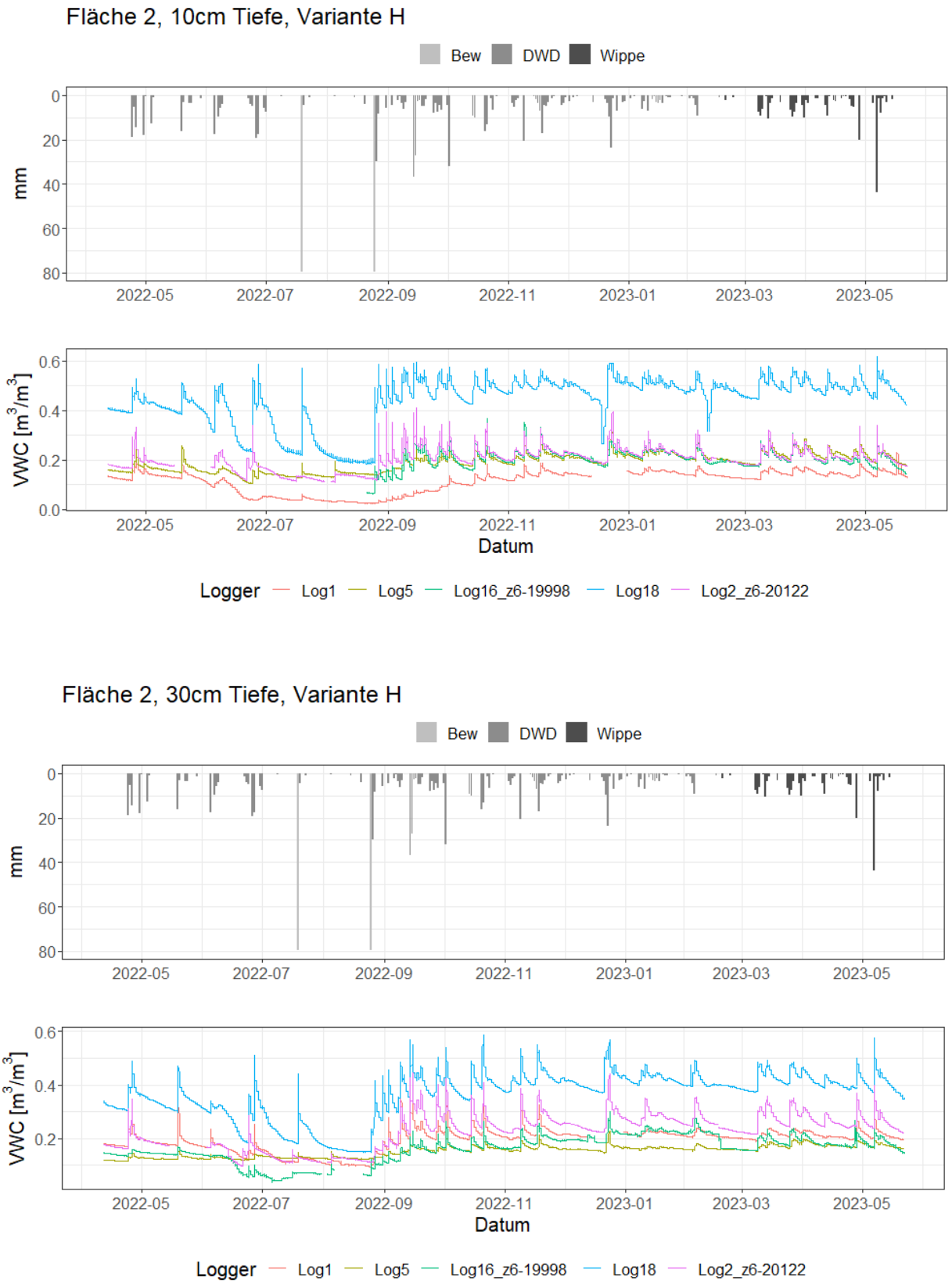


Abbildung 26: Verlauf der aufbereiteten absoluten Bodenwassergehalte [m³/m³] je Sonde auf Fläche 2 in 10 und 30cm Tiefe für Variante H. *Dargestellt ist neben den Bodenfeuchten auch eine Niederschlagszeitreihe, welche sich aus aus den Daten der Niederschlagsstation 731 des Deutschen Wetterdienstes (DWD), den Bewässerungsdaten (Bew) und den flächeneigenen Daten der Niederschlagskippwaagen (Wippe) zusammensetzt. (Quelle: Eigene Abbildung)*

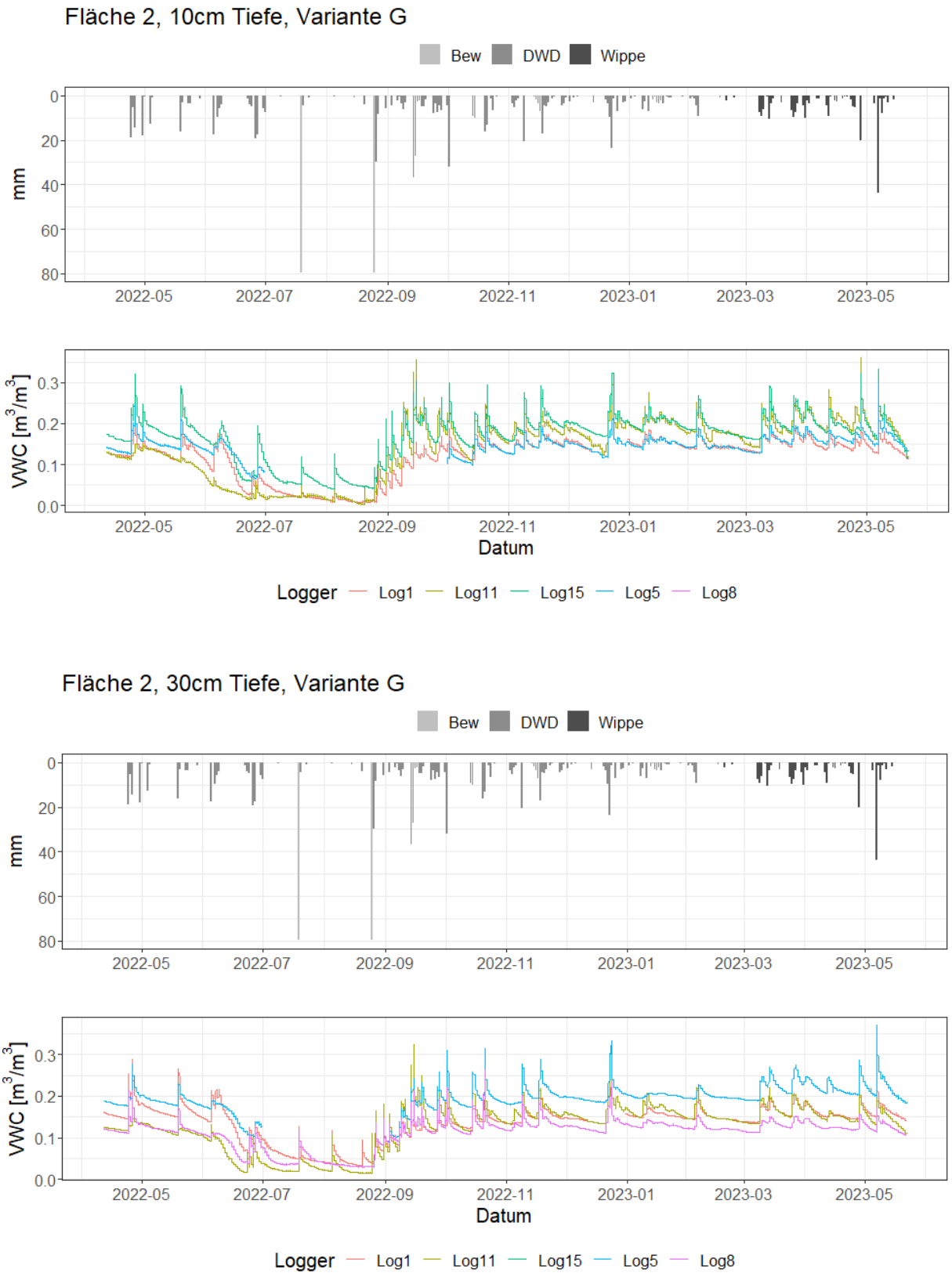


Abbildung 27: Verlauf der aufbereiteten absoluten Bodenwassergehalte [m^3/m^3] je Sonde auf Fläche 2 in 10 und 30cm Tiefe für Variante G. *Dargestellt ist neben den Bodenfeuchten auch eine Niederschlagszeitreihe, welche sich aus aus den Daten der Niederschlagsstation 731 des Deutschen Wetterdienstes (DWD), den Bewässerungsdaten (Bew) und den flächeneigenen Daten der Niederschlagskippwaagen (Wippe) zusammensetzt. (Quelle: Eigene Abbildung)*

Anhang F

Tabelle 12: Feldkapazitäten, permanente Welkepunkte und nutzbare Feldkapazitäten, die manuell aus den Zeitreihen (Anhang E, Abb. 22 - 27) abgelesen wurden. *Für jede Sonde je Fläche, Variante und Tiefe sind die ermittelten Werte aufgeführt. NA-Werte ergaben sich aufgrund von Datenlücken.*

Fläche	Variante	Tiefe	Logger	FK	PWP	nFK
1	G	10 cm	Log21	0,141	0,011	0,13
1	G	10 cm	Log22	0,102	0,001	0,101
1	G	10 cm	Log4_z6-11183	0,105	0,001	0,104
1	G	10 cm	z6-11186	0,264	0,001	0,263
1	G	10 cm	z6-B01465	0,2485	0,038	0,2105
1	G	30 cm	Log21	0,19	0,052	0,138
1	G	30 cm	Log22	0,118	0,023	0,095
1	G	30 cm	Log4_z6-11183	0,144	0,034	0,11
1	G	30 cm	z6-11186	0,267	0,037	0,23
1	G	30 cm	z6-B01465	0,247	0,08	0,167
1	H	10 cm	Log21	0,263	0,045	0,218
1	H	10 cm	Log4_z6-11183	0,1795	0,089	0,0905
1	H	10 cm	z6-11186	0,274	0,043	0,231
1	H	10 cm	Log20	NA	NA	NA
1	H	10 cm	Log23_z6-19999	0,157	0,054	0,103
1	H	30 cm	Log21	0,193	0,078	0,115
1	H	30 cm	Log4_z6-11183	0,283	NA	NA
1	H	30 cm	z6-11186	NA	NA	NA
1	H	30 cm	Log20	0,157	0,052	0,105
1	H	30 cm	Log23_z6-1999	0,169	0,071	0,098
1	K	10 cm	Log22	0,188	0,018	0,17
1	K	10 cm	z6-11186	0,306	0,057	0,249
1	K	10 cm	z6-B01465	0,268	0,028	0,24
1	K	10 cm	Log20	0,19	0,043	0,147
1	K	10 cm	Log23_z6-1999	NA	NA	NA
1	K	30 cm	Log22	0,101	0,003	0,098
1	K	30 cm	z6-11186	0,244	0,009	0,235
1	K	30 cm	z6-B01465	0,246	0,089	0,157
1	K	30 cm	Log20	0,125	0,026	0,099
1	K	30 cm	Log23_z6-1999	NA	0,009	NA
2	G	10 cm	Log1	0,1395	0,006	0,1335
2	G	10 cm	Log11	0,177	0,001	0,176
2	G	10 cm	Log15	0,185	0,04	0,145
2	G	10 cm	Log5	0,144	0,064	0,08
2	G	10 cm	Log8	NA	NA	NA
2	G	30 cm	Log1	0,144	0,032	0,112

2	G	30 cm	Log11	0,146	0,015	0,131
2	G	30 cm	Log15	NA	NA	NA
2	G	30 cm	Log5	0,193	0,09	0,103
2	G	30 cm	Log8	0,121	0,028	0,093
2	H	10 cm	Log1	0,135	0,023	0,112
2	H	10 cm	Log5	0,204	0,103	0,101
2	H	10 cm	Log16_z6-19998	0,205	0,063	0,142
2	H	10 cm	Log18	0,484	0,182	0,302
2	H	10 cm	Log2_z6-20122	0,208	0,11	0,098
2	H	30 cm	Log1	0,205	0,096	0,109
2	H	30 cm	Log5	0,159	0,117	0,042
2	H	30 cm	Log16_z6-19998	0,229	0,037	0,192
2	H	30 cm	Log18	0,395	0,15	0,245
2	H	30 cm	Log2_z6-20122	0,248	0,097	0,151
2	K	10 cm	Log11	0,174	0,013	0,161
2	K	10 cm	Log15	0,152	0,026	0,126
2	K	10 cm	Log8	0,205	0,033	0,172
2	K	10 cm	Log16_z6-19998	0,224	0,038	0,186
2	K	10 cm	Log2_z6-20122	0,134	0,001	0,133
2	K	30 cm	Log11	0,138	0,035	0,103
2	K	30 cm	Log15	0,113	0,043	0,07
2	K	30 cm	Log8	NA	NA	NA
2	K	30 cm	Log16_z6-19998	0,185	0,062	0,123
2	K	30 cm	Log2_z6-20122	0,122	0,011	0,111

Tabelle 13: Stichprobengrößen der Differenzenvergleiche pro Fläche und Tiefenstufe.

Fläche	Tiefe	Differenzenpaar	n
1	10 cm	H - G	15
1	10 cm	K - G	15
1	10 cm	K - H	9
1	30 cm	H - G	8
1	30 cm	K - G	8
1	30 cm	K - H	4
2	10 cm	H - G	16
2	10 cm	K - G	20
2	10 cm	K - H	20
2	30 cm	H - G	20
2	30 cm	K - G	16
2	30 cm	K - H	20

Anhang G

Tabelle 14: Angenommene Wahrscheinlichkeitsverteilungen für den Vergleich der FK-, PWP- und nFK-Werte zwischen den Varianten per GLM.

Parameter	Angenommene Verteilung
FK	Lognormal
PWP	Normal
nFK	Normal

Beispielcode Auswertung Bodenfeuchte

```
#Funktion fuer Daten einlesen je nach Flaeche und Variante

data_import <- function(data_path, flaeche){

  data <- read.csv(data_path, sep=";", dec=".")

  # date format
  data$Datum <- strptime(data$Datum, format="%d.%m.%Y %H:%M", tz="")

  #separate date and time into two columns
  data <- separate(data, col=Datum, into=c("Datum", "Zeit"), sep=" ")

  #change into date format again
  data$Datum <- as.Date(data$Datum, format="%Y-%m-%d")
  data$Zeit <- hour(strptime(data$Zeit, format="%H:%M:%S"))

  # missing values -> NA and #NV also treated as NA, negative values: NA
  data$VWC[data$VWC == "#NV"] <- NA
  data$VWC[data$VWC == ""] <- NA
  data$VWC[data$VWC < 0] <- NA        #negative values: NA
  data$VWC <- as.numeric(data$VWC)
  data$VWC[data$VWC == 0] <- 0.001


  # stringsAsFactors
  data$Logger <- as.factor(data$Logger)
  data$Port <- as.factor(data$Port)
  data$Tiefe <- as.factor(data$Tiefe)
  data$Variante <- as.factor(data$Variante)
  data$Baum <- as.factor(data$Baum)
```

```
  # cut first values of time series
  if(flaeche == 1){
    for(i in 1:10){
      data$VWC[((i-1)*9742):(((i-1)*9742)+10)] <- NA
    }
  }

  if(flaeche == 2){
    for(i in 1:10){
      data$VWC[((i-1)*9743):(((i-1)*9743)+10)] <- NA
    }
  }

  return(data)

}


# Funktion, um Loggerdaten in einem Zeitraum durch NA zu ersetzen
log_plaus <- function(df, tiefe, logger, start_datum, start_zeit, end_datum, end_zeit) {
    start <- which(df$Datum==start_datum & df$Zeit==start_zeit & df$Logger==logger &
df$Tiefe==tiefe)
    end <- which(df$Datum==end_datum & df$Zeit==end_zeit & df$Logger==logger &
df$Tiefe==tiefe)
    df$VWC[start:end] <- NA
    return(df)
}

# Fl1 30cm H
# Log20 am Ende ohne Impulse
fl1_H <- log_plaus(fl1_H, "30cm", "Log20", "2023-02-01", "1", "2023-05-22", "11")


##Loggervergleich in einer Graphik
logger_vgl <- function(flaeche, tiefe, variante){

  if(flaeche == 1) data <- fl1
  if(flaeche == 1 & variante == "K") logger <- "Log20"
  if(flaeche == 1 & variante %in% c("H", "G")) logger <- "Log4_z6-11183"
  if(flaeche == 2) data <- fl2
  if(flaeche == 2 & variante == "K") logger <- "Log2_z6-20122"
  if(flaeche == 2 & variante %in% c("H", "G")) logger <- "Log5"


  p1 <- ggplot(data[data$Tiefe == tiefe & data$Variante == variante,],
       aes(x=Datum, y=VWC, fill=Logger))+
    geom_line(aes(color=Logger))+
```

```
    scale_x_date(date_breaks="2 months", date_labels="%Y-%m")+
    theme_bw()+
    ylab(expression("VWC [m"^3*"/m"^3*"]"))+
    theme(#panel.grid=element_blank(),
      plot.margin=margin(t=30, r=11, b=11, l=11),
      legend.position="bottom",
      text = element_text(size = 15)
    )

  p2 <- ggplot(data[data$Tiefe == tiefe & data$Variante == variante & data$Logger ==
logger,],
         aes(x=Datum, y=mm, fill=Kategorie))+
    geom_bar(stat = "identity")+
    theme_bw()+
    theme(legend.position="top", axis.title.x=element_blank(),
          text = element_text(size = 15))+
    scale_y_reverse()+
    scale_x_date(date_breaks="2 months", date_labels="%Y-%m", limits =
as.Date(c('2022-04-11','2023-05-22')))+
    ggtitle(paste("Fläche ", flaeche, ",", " ", tiefe, " Tiefe,", " Variante ", variante, sep=""))+
    scale_fill_manual(name="", values=cols_n,
                      labels=c("", "Bew", "DWD", "Wippe"))


  return(plot_grid(p2, p1, nrow=2, align="v"))

}

logger_vgl("1", "10cm", "G")


#PWP schätzen
guess_pwp <- function(vals){

  pwp <- min(vals, na.rm=T)

  return(pwp)

}

pwp_append <- function(df){

  for(tiefe in c("10cm", "30cm")) {

    log <- as.character(unique(df$Logger[which(df$Tiefe==tiefe)]))

    for(logger in log) {
```

```
      pwp <- guess_pwp(vals=df$VWC[which(df$Tiefe==tiefe & df$Logger==logger)])

      pos <- which(df$Tiefe==tiefe & df$Logger==logger)

      df$PWP[pos] <- pwp

    }
  }
  return(df)
}



#MW und SE
mean_G <- aggregate(cbind(VWC, VWC_nFK)~Zeit+Datum+Tiefe+Variante+Flaeche,
data=gesamt_G, FUN=mean)
mean_H <- aggregate(cbind(VWC, VWC_nFK)~Zeit+Datum+Tiefe+Variante+Flaeche,
data=gesamt_H, FUN=mean)
mean_K <- aggregate(cbind(VWC, VWC_nFK)~Zeit+Datum+Tiefe+Variante+Flaeche,
data=gesamt_K, FUN=mean)

se_G <- aggregate(cbind(VWC, VWC_nFK)~Zeit+Datum+Tiefe+Variante+Flaeche,
data=gesamt_G, FUN=std.error)
se_H <- aggregate(cbind(VWC, VWC_nFK)~Zeit+Datum+Tiefe+Variante+Flaeche,
data=gesamt_H, FUN=std.error)
se_K <- aggregate(cbind(VWC, VWC_nFK)~Zeit+Datum+Tiefe+Variante+Flaeche,
data=gesamt_K, FUN=std.error)


#Differenzenvergleich

#Zeitreihen finden, zu der von jeder Sonde ein Wert vorhanden ist

complete_timeseries <- function(flaeche, tiefe){

  if(flaeche == 1) data <- fl1
  if(flaeche == 2) data <- fl2

  #Variante G
  log <- unique(data$Logger[data$Tiefe == tiefe & data$Variante=="G"])
  log_used_G <- log
  int <- c()

  #erstellt TRUE-FALSE-Matrix, eine Spalte pro Logger, jede Zeile ein Zeitschritt
  #TRUE: in dieser Spalte ist VWC NA, d.h. kein Wert vorhanden
  for(i in (1:length(log))){
    int <- cbind(int, is.na(data$VWC[data$Tiefe == tiefe & data$Variante =="G" &
data$Logger==log[i]]))
```

```
  }

  #Spalten 6-10
  #Variante H
  log <- unique(data$Logger[data$Tiefe == tiefe & data$Variante=="H"])
  log_used_H <- log

  for(i in (1:length(log))){
    int <- cbind(int, is.na(data$VWC[data$Tiefe == tiefe & data$Variante =="H" &
data$Logger==log[i]]))
  }

  #Spalten 11-15
  #Variante K
  log <- unique(data$Logger[data$Tiefe == tiefe & data$Variante=="K"])
  log_used_K <- log

  for(i in (1:length(log))){
    int <- cbind(int, is.na(data$VWC[data$Tiefe == tiefe & data$Variante =="K" &
data$Logger==log[i]]))
  }

  #in welcher Zeile sind viele Spalten FALSE (keine NA)?
  #Spalten loeschen, die mehr als die 1/3 TRUE sind (wo viel vom Logger
herausgenommen wurde)
  del_col <- c()

  for(i in (1:NCOL(int))){
    if(sum(int[,i]) > (length(int[,i])/3)) del_col <- append(del_col, i)
  }

  #store which loggers have been removed
  int_G <- del_col[which(del_col < (length(log_used_G)+1))]
  del_log_G <- log_used_G[int_G]

  int_H <- del_col[which(length(log_used_G) < del_col &
                           del_col < ((length(log_used_G)+(length(log_used_H))+1)))]
  int_H <- int_H - length(log_used_G)
  del_log_H <- log_used_H[int_H]


  int_K <- del_col[which(length(log_used_G)+(length(log_used_H)) < del_col
                         & del_col < (length(log_used_G)+length(log_used_H) +
length(log_used_K) + 1))]
  int_K <- int_K - length(log_used_G) - length(log_used_H)
  del_log_K <- log_used_K[int_K]

  int <- int[,-del_col]
```

```
  len <- NROW(int)
  rows <- c()      #vector to store rows in which all entries are FALSE (keine NA)

  for(i in (1:len)){
    if(sum(int[i,]) == 0){
      rows <- append(rows, i)
    }
  }

  return(list(rows, del_log_G, del_log_H, del_log_K))

}


#Differenzenvergleich
varianten_vgl <- function(flaeche, tiefe){

  if(flaeche == 1) data <- fl1
  if(flaeche == 2) data <- fl2

  data <- data %>% filter(Tiefe == tiefe)

  data_G <- data %>% filter(Variante == "G")
  data_H <- data %>% filter(Variante == "H")
  data_K <- data %>% filter(Variante == "K")

  log_G <- unique(data_G$Logger)
  log_H <- unique(data_H$Logger)
  log_K <- unique(data_K$Logger)

  data_KH <- c()
  data_KG <- c()
  data_HG <- c()

  #K - H
  for(i in log_K){

    int_K <- data_K %>% filter(Logger == i)

    for(j in log_H){

      int_H <- data_H %>% filter(Logger == j)
      data_KH <- cbind(data_KH, (int_K$VWC_nFK - int_H$VWC_nFK))

    }
  }
```

```
  #K - G
  for(i in log_K){

    int_K <- data_K %>% filter(Logger == i)

    for(j in log_G){

      int_G <- data_G %>% filter(Logger == j)
      data_KG <- cbind(data_KG, (int_K$VWC_nFK - int_G$VWC_nFK))

    }
  }

  #H - G
  for(i in log_H){

    int_H <- data_H %>% filter(Logger == i)

    for(j in log_G){

      int_G <- data_G %>% filter(Logger == j)
      data_HG <- cbind(data_HG, (int_H$VWC_nFK - int_G$VWC_nFK))

    }
  }

  return(list("KH"=data_KH, "KG"=data_KG, "HG"=data_HG))

}

fl1_10cm_KH <- cbind(fl1_10cm_KH, varianten_vgl(1, "10cm")$KH)
#Mittelwerte bilden
fl1_10cm_KH$MW <- rowMeans(fl1_10cm_KH[,-c(1,2)], na.rm=T)

#Standardabweichungen bilden
fl1_10cm_KH$SE <- apply(fl1_10cm_KH[,-c(1,2)], 1, FUN=std.error, na.rm=T)


#Plots
# Plots mit Mittelwerten von VWC ----
#Flaeche 1
#10cm
p_1_10cm <- ggplot(gesamt_mean[gesamt_mean$Tiefe == "10cm" &
gesamt_mean$Flaeche == 1,],
                   aes(x=Datum, y=VWC, fill=Variante))+
  geom_line(aes(color=Variante))+
  geom_ribbon(aes(ymin=VWC - VWC_se,
                  ymax=VWC + VWC_se),
```

```
            alpha=.5)+
  scale_x_date(date_breaks="2 months", date_labels="%Y-%m")+
  theme_bw()+
  ggtitle("Fläche 1, 10cm Tiefe")+
  ylab(expression("VWC [m"^3*"/m"^3*"]"))+
  theme(#panel.grid=element_blank(),
    plot.margin=margin(t=30, r=11, b=11, l=11),
    text = element_text(size = 15))+
  scale_fill_manual(values=cols_var)+
  scale_color_manual(values=cols_var)

#30cm
p_1_30cm <- ggplot(gesamt_mean[gesamt_mean$Tiefe == "30cm" &
gesamt_mean$Flaeche == 1,],
                   aes(x=Datum, y=VWC, fill=Variante))+
  geom_line(aes(color=Variante))+
  geom_ribbon(aes(ymin=VWC - VWC_se,
                  ymax=VWC + VWC_se),
              alpha=.5)+
  scale_x_date(date_breaks="2 months", date_labels="%Y-%m")+
  theme_bw()+
  ggtitle("Fläche 1, 30cm Tiefe")+
  ylab(expression("VWC [m"^3*"/m"^3*"]"))+
  theme(#panel.grid=element_blank(),
    plot.margin=margin(t=30, r=11, b=11, l=11),
    text = element_text(size = 15))+
  scale_fill_manual(values=cols_var)+
  scale_color_manual(values=cols_var)


#Niederschlag
p_N1 <- ggplot(N_gesamt_fl1,
               aes(x=Datum, y=mm, fill=Kategorie))+
  geom_bar(stat = "identity")+
  theme_bw()+
  theme(legend.position="right", axis.title.x=element_blank(),
        text = element_text(size = 15))+
  scale_y_reverse(expand=c(0,0), limits=c(85,0))+
  scale_x_date(date_breaks="2 months", date_labels="%Y-%m")+
  ggtitle("Fläche 1, Niederschlag")+
  scale_fill_manual(name="", values=cols_n,
                    labels=c("", "Bew", "DWD", "Wippe"))

plot_grid(p_N1, p_1_10cm, p_1_30cm,
          nrow=3, align="v")

#Flaeche 2
#10cm
```

```
p_2_10cm <- ggplot(gesamt_mean[gesamt_mean$Tiefe == "10cm" &
gesamt_mean$Flaeche=="2",],
                   aes(x=Datum, y=VWC, fill=Variante))+
  geom_ribbon(aes(ymin=VWC - VWC_se,
                  ymax=VWC + VWC_se),
              alpha=.5)+
  geom_line(aes(color=Variante))+
  scale_x_date(date_breaks="2 months", date_labels="%Y-%m")+
  theme_bw()+
  theme(legend.position="right", axis.title.x=element_blank(),
        text = element_text(size = 15))+
  ggtitle("Fläche 2, 10cm Tiefe")+
  ylab(expression("VWC [m"^3*"/m"^3*"]"))+
  theme(#panel.grid=element_blank(),
    plot.margin=margin(t=30, r=11, b=11, l=11))+
  scale_fill_manual(values=cols_var)+
  scale_color_manual(values=cols_var)

#30cm
p_2_30cm <- ggplot(gesamt_mean[gesamt_mean$Tiefe == "30cm" &
gesamt_mean$Flaeche=="2",],
                   aes(x=Datum, y=VWC, fill=Variante))+
  geom_ribbon(aes(ymin=VWC - VWC_se,
                  ymax=VWC + VWC_se),
              alpha=.5)+
  geom_line(aes(color=Variante))+
  scale_x_date(date_breaks="2 months", date_labels="%Y-%m")+
  theme_bw()+
  theme(legend.position="right")+
  ggtitle("Fläche 2, 30cm Tiefe")+
  ylab(expression("VWC [m"^3*"/m"^3*"]"))+
  theme(#panel.grid=element_blank(),
    plot.margin=margin(t=30, r=11, b=11, l=11),
    text = element_text(size = 15))+
  scale_fill_manual(values=cols_var)+
  scale_color_manual(values=cols_var)


#Niederschlag
p_N2 <- ggplot(N_gesamt_fl2,
               aes(x=Datum, y=mm, fill=Kategorie))+
  geom_bar(stat = "identity")+
  theme_bw()+
  theme(legend.position="right", axis.title.x=element_blank(),
        text = element_text(size = 15))+
  scale_y_reverse(expand=c(0,0), limits=c(85,0))+
  scale_x_date(date_breaks="2 months", date_labels="%Y-%m")+
  ggtitle("Fläche 2, Niederschlag")+
```

```
  scale_fill_manual(name="", values=cols_n,
                    labels=c("", "Bew", "DWD", "Wippe"))

plot_grid(p_N2, p_2_10cm, p_2_30cm,
          nrow=3, align="v")
```

Anhang H

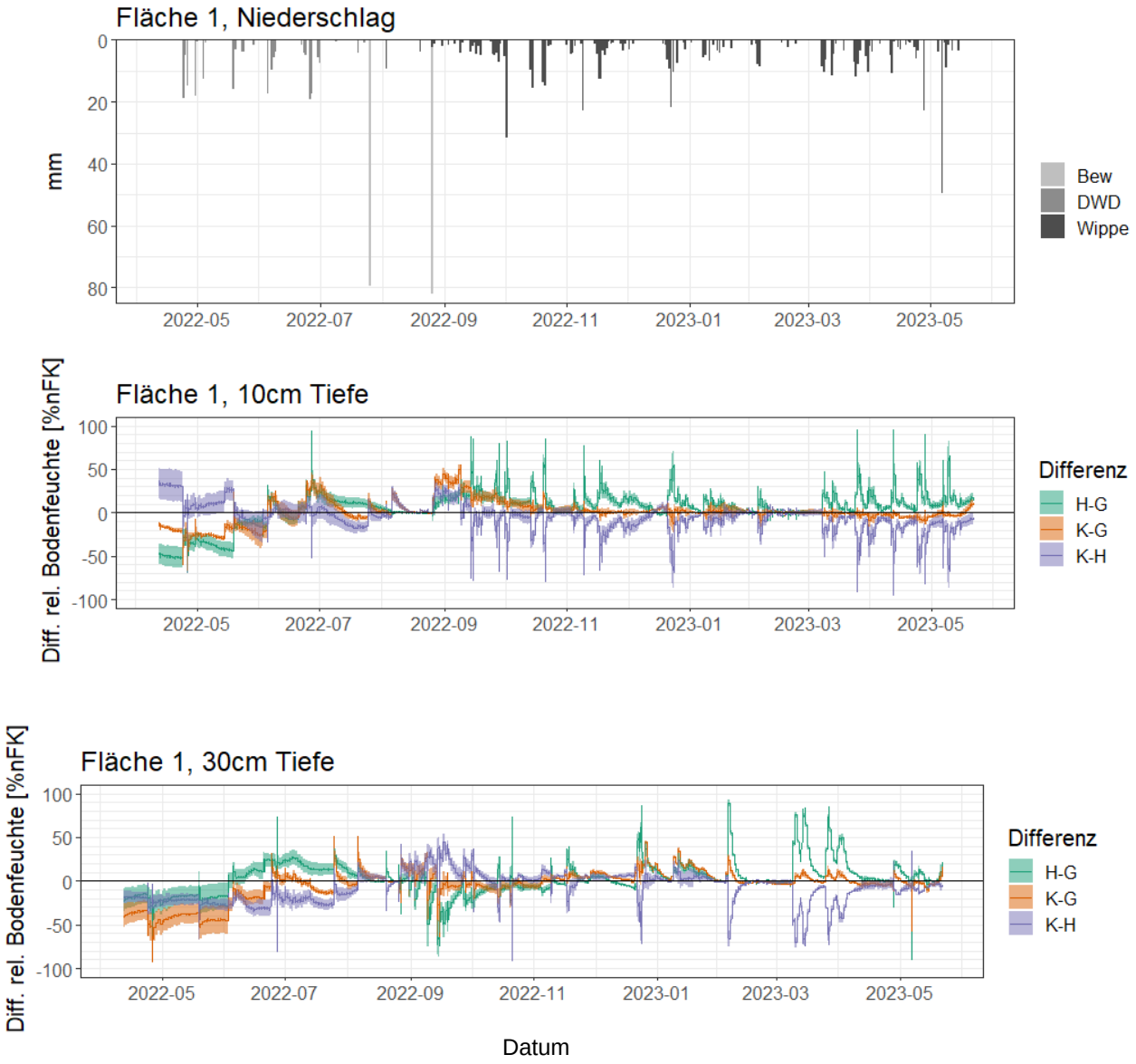


Abbildung 28: Vollständiger Differenzenvergleich der relativen Bodenfeuchten [% nFK], aufgeteilt nach Tiefe und Variante, auf Fläche 1. *Es sind jeweils die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes für die jeweiligen Differenzenpaare aufgetragen, zusätzlich gibt ein Plot Überblick über die Niederschläge (Bew: Bewässerung, DWD: Niederschlagsstation 731 des DWD, Wippe: flächeneigene Niederschlagswippe). Es sind in dieser Abbildung Differenzenpaare für den gesamten verfügbaren Zeitraum gebildet worden, sodass sich für jeden Zeitschritt unterschiedliche Stichprobengrößen ergeben. Das jeweilige n kann abgeschätzt werden aus der Anzahl nach Plausibilisierung verfügbarer Zeitreihen pro Variante (siehe Anhang E). (Quelle: Eigene Abbildung)*

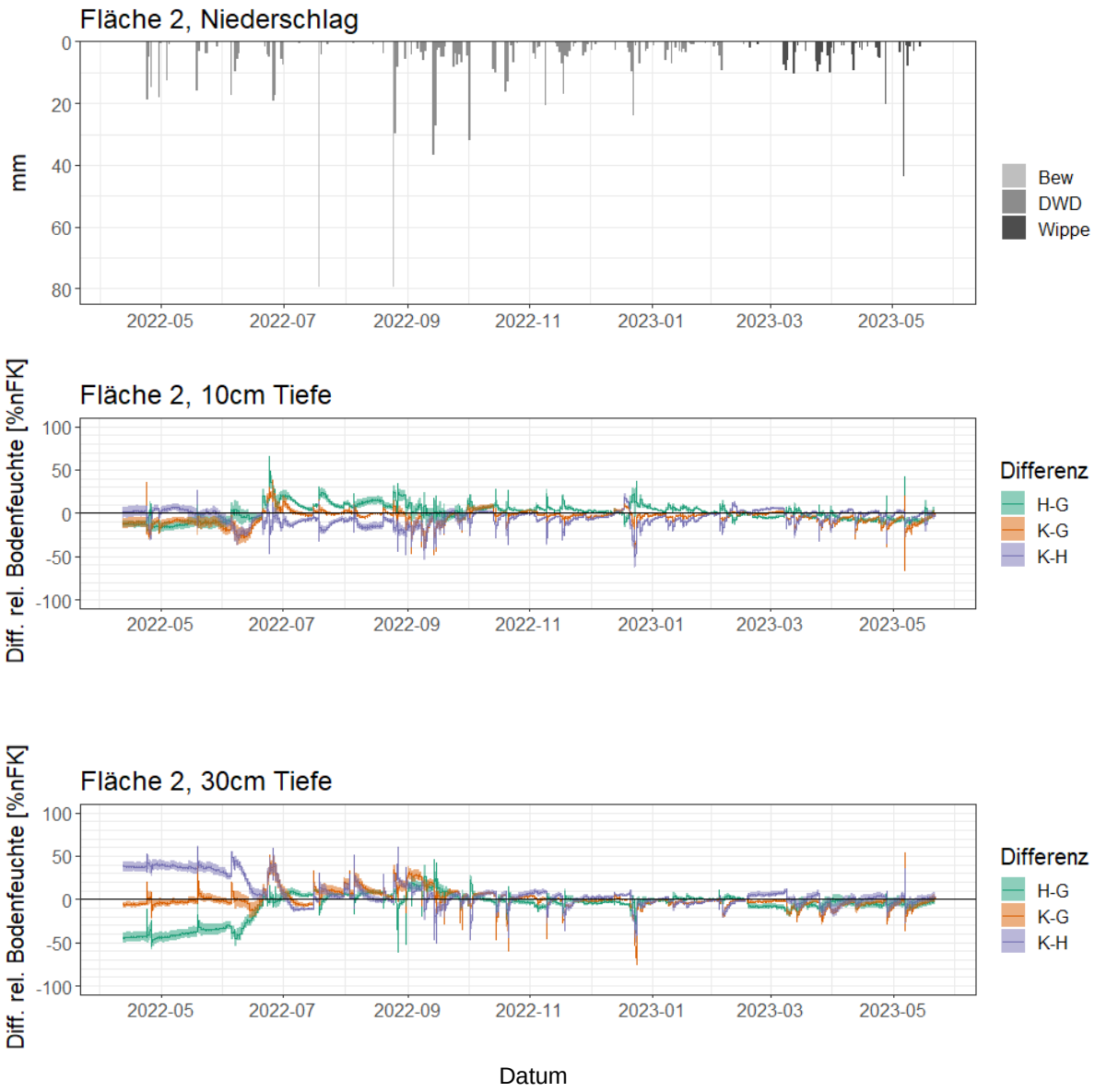


Abbildung 29: Vollständiger Differenzenvergleich der relativen Bodenfeuchten [% nFK], aufgeteilt nach Tiefe und Variante, auf Fläche 2. *Es sind jeweils die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes für die jeweiligen Differenzenpaare aufgetragen, zusätzlich gibt ein Plot Überblick über die Niederschläge (Bew: Bewässerung, DWD: Niederschlagsstation 731 des DWD, Wippe: flächeneigene Niederschlagswippe). Es sind in dieser Abbildung Differenzenpaare für den gesamten verfügbaren Zeitraum gebildet worden, sodass sich für jeden Zeitschritt unterschiedliche Stichprobengrößen ergeben. Das jeweilige n kann abgeschätzt werden aus der Anzahl nach Plausibilisierung verfügbarer Zeitreihen pro Variante (siehe Anhang E). (Quelle: Eigene Abbildung)*

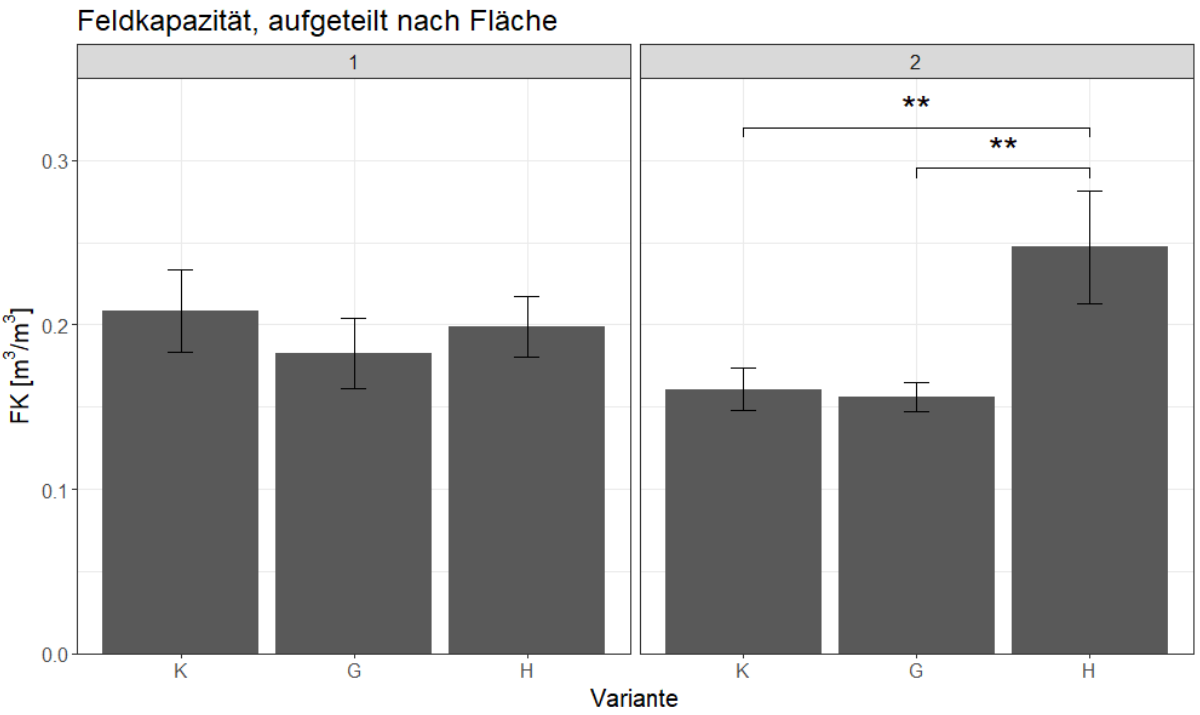


Abbildung 30: Feldkapazitäten, aufgeteilt nach Fläche. *Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes sowie signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (inklusiver einflussreicher Datenpunkte). n = 10 für Variante G, Fläche 1 und Variante H, Fläche 2; n = 8 für Variante K, Fläche 1 und Variante G, Fläche 2; n = 7 für Variante H, Fläche 1; n = 9 für Variante K, Fläche 2. (Quelle: Eigene Abbildung)*

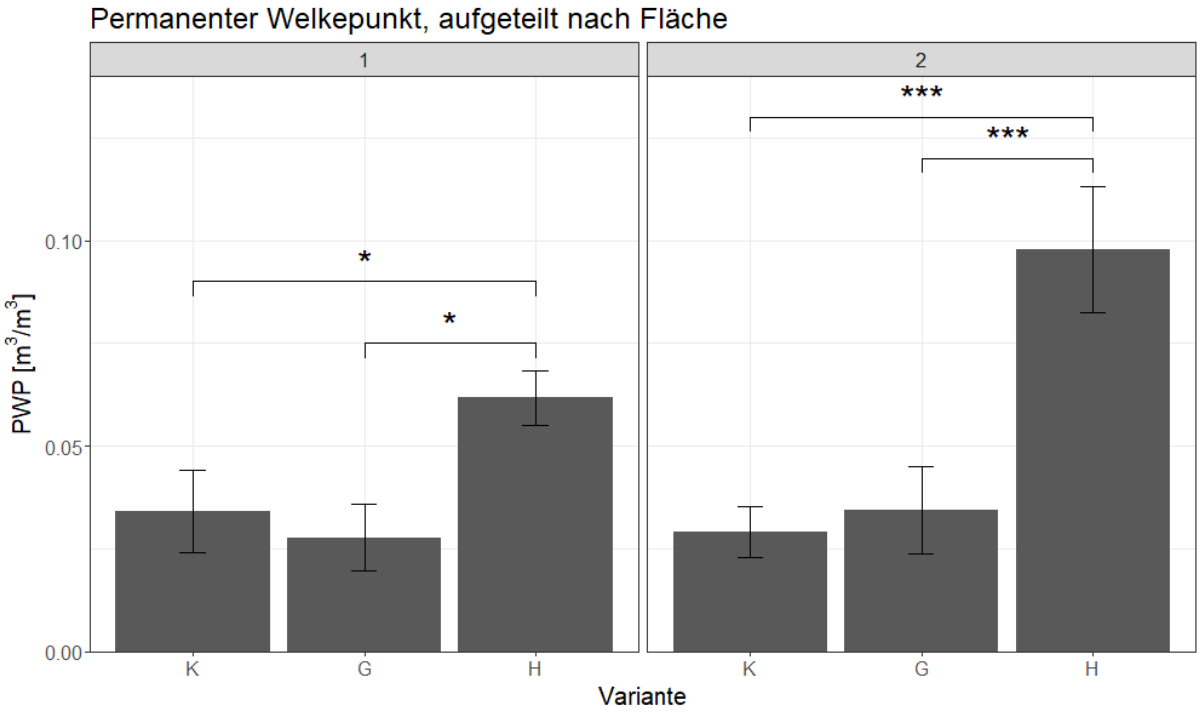


Abbildung 31: Permanente Welkepunkte, aufgeteilt nach Fläche. *Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes sowie signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (inklusiver einflussreicher Datenpunkte). n = 10 für Variante G, Fläche 1 und Variante H, Fläche 2; n = 8 für Variante K, Fläche 1 und Variante G, Fläche 2; n = 7 für Variante H, Fläche 1; n = 9 für Variante K, Fläche 2. (Quelle: Eigene Abbildung)*

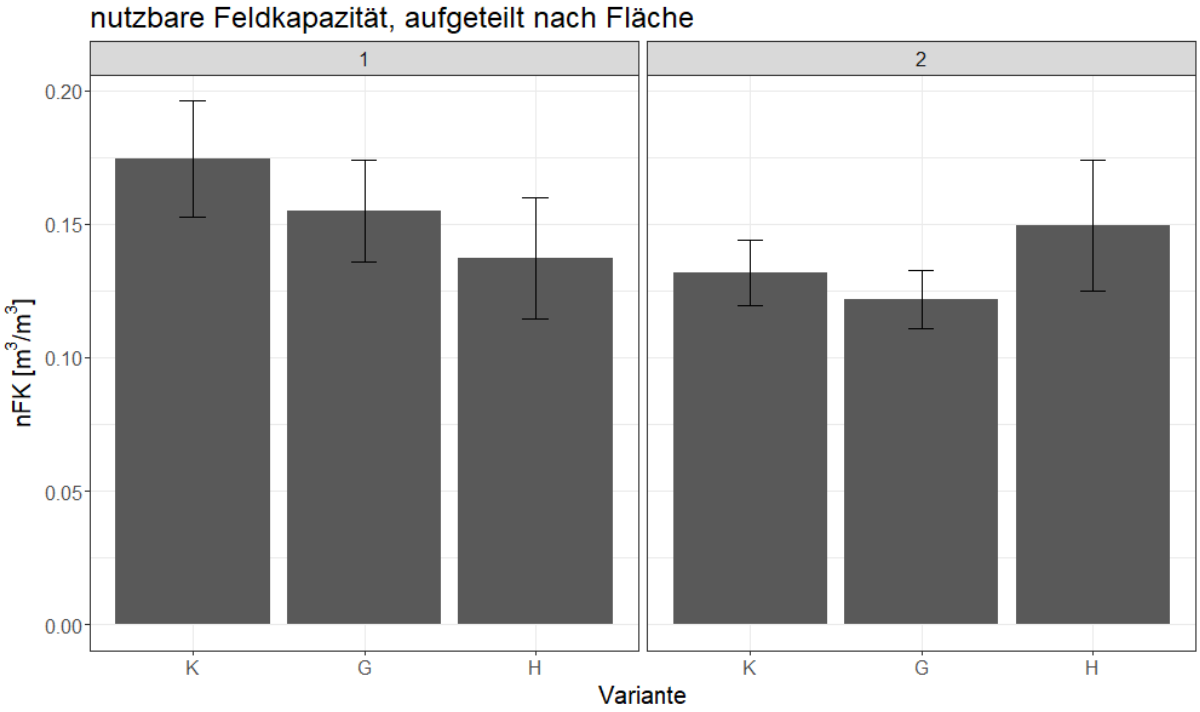


Abbildung 32: Nutzbare Feldkapazitäten, aufgeteilt nach Fläche. *Dargestellt sind die Mittelwerte und Standardfehler des Mittelwertes sowie signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (inklusiver einflussreicher Datenpunkte). n = 10 für Variante G, Fläche 1 und Variante H, Fläche 2; n = 8 für Variante K, Fläche 1 und Variante G, Fläche 2; n = 7 für Variante H, Fläche 1; n = 9 für Variante K, Fläche 2. (Quelle: Eigene Abbildung)*