

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
Doctor rerum naturalium

vorgelegt von:
Dipl.-Geogr. Karin Friede

**Untersuchung und Bewertung der biologischen Qualität von
Biokohlekomposten und deren Wirkungen auf die Lebensraumfunktion von
Böden mit dem Ziel der Ableitung von biologischen Qualitätskriterien**

Freie Universität Berlin
Fachbereich Geowissenschaften
Institut für Geographische Wissenschaften
Arbeitsgruppe Geoökologie

Berlin, 12.03.2020

Erstgutachter: Prof. Dr. mult. Dr. h. c. Konstantin Terytze,
FU Berlin, FB Geowissenschaften, Institut für Geographische Wissenschaften,
Physische Geographie

Zweitgutachter: Prof. Dr. Achim Schulte
FU Berlin, FB Geowissenschaften, Institut für Geographische Wissenschaften,
Angewandte Physische Geographie, Umwelthydrologie und
Ressourcenmanagement

Datum der Disputation: 07.05.2021

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Dissertation selbstständig angefertigt und keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Ich erkläre weiterhin, dass die Dissertation bisher nicht in dieser oder anderer Form in einem anderen Prüfungsverfahren vorgelegen hat.

Berlin, den 12.03.2020

Karin Friede

Danksagung

Meinem Doktorvater Prof. Dr. mult. Dr. h. c. Konstantin Tertyze danke ich sehr für die Unterstützung, Betreuung und Begutachtung dieser Dissertation.

Prof. Dr. Achim Schulte danke ich vielmals für die Begutachtung meiner Dissertation.

Ein ganz herzlicher Dank geht an meine ehemaligen Kollegen der AG Geoökologie für die angenehme Arbeitsatmosphäre. Besonders meinen beiden „Mitstreitern“ René Schatten und Florian Worzyk möchte ich für die vielen Diskussionen und Gespräche danken, aus denen ich immer wieder neue Ideen und Kraft schöpfen konnte.

Ebenfalls besonders Danken möchte ich den Studentischen Hilfskräften unseres Teams für ihre wertvollen Zuarbeiten.

Auch meinen neuen Kollegen der unteren Bodenschutz- und Abfallwirtschaftsbehörde des Landkreises Potsdam-Mittelmark möchte ich für die Unterstützung danken. Ein herzlicher Dank geht dabei an meine Kollegin Judith Pause für die Korrektur dieser Arbeit.

Großen Rückhalt gaben mir in dem gesamten Promotionsprozess mein Partner und meine beiden Kinder, denen ich an dieser Stelle ganz herzlich danken möchte.

Darüber hinaus danke ich allen Personen, die diese Arbeit im Laufe der Zeit konstruktiv begleitet haben.

Potsdam, 12.03.2020

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS	III
KURZZUSAMMENFASSUNG	VI
ABSTRACT	VII
TABELLENVERZEICHNIS	VIII
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	XIII
SYMBOLVERZEICHNIS/ ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	XIX
GLOSSAR	XXII
1 EINFÜHRUNG UND ZIELSTELLUNGEN	1
2 STAND DER FORSCHUNG	5
2.1 Boden - Bodenfruchtbarkeit und Bodenqualität	5
2.1.1 Begriffsdefinitionen	5
2.1.2 Organische Düngung und deren Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit und Bodenqualität	5
2.1.3 Bedeutung der Bodenbiologie	6
2.1.4 Rechtliche Regelungen - Untersuchungsmethoden und Qualitätskriterien für Böden	8
2.1.5 Biologische Untersuchungsmethoden zur Bewertung der Bodenqualität	9
2.2 Kompost – Düngung und Bodenverbesserung.....	13
2.2.1 Kompost und Kompostierprozess	13
2.2.2 Vom Bioabfall zum Kompost.....	14
2.2.3 Einsatzbereiche von Komposten und Wirkung in Böden.....	15
2.2.4 Rechtliche Regelungen - Untersuchungsmethoden und Qualitätskriterien für Kompost.....	17
2.2.5 Biologische Tests zur Überprüfung der Kompostqualität	24
2.3 Biokohle – Verbesserung von Komposten und Böden.....	26
2.3.1 Biokohle-Forschung – Terra Preta do Indio	26
2.3.2 Definition, Herstellung und Eigenschaften	28
2.3.3 Rechtliche Regelungen und Qualitätsvorschläge.....	34
2.3.4 Biologische Tests zur Überprüfung der Qualität von Biokohle	36
2.4 Ausgewählte Einsatzbereiche von Biokohle	37
2.4.1 Gartenbau – Einfluss von Biokohle auf die Kompostierung und die Kompostqualität	38
2.4.1.1 Einfluss der Biokohle auf den Kompostierprozess.....	38
2.4.1.2 Einfluss der Biokohle auf die Kompostqualität	39
2.4.2 Landwirtschaft – Wirkung von Biokohle und Biokohlekompost auf Bodenorganismen	41
2.4.2.1 Gesamtüberblick.....	41
2.4.2.2 Biokohle als Lebensraum und Nahrungsquelle für Bodenorganismen.....	43
2.4.2.3 Veränderung der Umgebungsbedingungen der Bodenorganismen.....	45
2.4.2.4 Verhalten von Bodenorganismen unter Einfluss von Biokohle –mikrobielle Atmung, Nitrifikation und Regenwürmer.....	47
2.4.2.5 Verhalten von Bodenorganismen unter Einfluss von Biokohlekompost – mikrobielle Atmung, Nitrifikation und Regenwürmer.....	53
2.4.2.6 Methodische Aspekte	55
3 MATERIAL UND METHODEN	57
3.1 Physikalische, physikalisch-chemische und chemische Methoden zur Untersuchung von Komposten, Biokohlekomposten, Biokohlen und Böden	57
3.2 Biologische Methoden zur Untersuchung von Komposten, Biokohlekomposten, Biokohlen und Böden	63
3.2.1 Kriterien für die Auswahl geeigneter biologischer Methoden.....	63
3.2.1 Durchführung der ausgewählten biologischen Testverfahren	64
3.2.1.1 Kurzzeitatmung und Biomasse	64

3.2.1.2	Potentielle Ammoniumoxidation/ Nitrifikation.....	66
3.2.1.3	Regenwurmfluchttest	67
3.2.1.4	Kressetest – Detektion phytotoxischer Gase	68
3.2.1.5	Kressetest - Keimung und Wachstum	69
3.2.1.6	Chinakohl – Pflanzenverträglichkeit	70
3.3	Teilvorhaben 1: Materialien zur Qualitätsüberprüfung von Biokohlekomposten	71
3.3.1	Herstellung bzw. Herkunft der Biokohle, Komposte & Biokohlekomposte	71
3.3.2	Probennahme und Probenvorbehandlung	79
3.4	Teilvorhaben 2: Materialien zur Untersuchung der Bodenqualität bei der Anwendung von Biokohlekomposten	80
3.4.1	Böden: Herkunft, Probennahme, Probenaufbereitung und Homogenisierung	80
3.4.2	Biokohlekomposte, Komposte, Biokohle	81
3.4.3	Herstellung der Boden-Mischungen und Anlegen der Versuche.....	82
3.4.4	Probennahme und Probenvorbehandlung	84
3.5	Statistische Auswertung.....	85
3.6	Qualitätssicherung	85
4	ERGEBNISSE UND DISKUSSION	87
4.1	Teilvorhaben 1: Qualität von Biokohlekomposten	87
4.1.1	Chemisch-physikalische Biokohlecharakterisierung	88
4.1.2	Einfluss der Biokohle auf die chemisch-physikalischen Parameter von Komposten	89
4.1.2.1	Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost	89
4.1.2.2	Versuche mit unterschiedlichen Biokohlemengen und zum Vergleich zwischen nicht aktivierter und aktivierter Biokohle	91
4.1.2.3	Versuche mit Urin und Pferdemist	95
4.1.2.4	Lagerungsversuche	98
4.1.2.5	Ansäuerungsversuche mit Schwefel	100
4.1.2.6	Versuche zum Einfluss des Herstellungsverfahrens	101
4.1.2.7	Versuche zum Vergleich der produzierten Komposte und Biokohlekomposte mit Komposten und Biokohlekomposten externer Produzenten.....	105
4.1.3	Einfluss der Biokohle auf die Atmungsaktivität der Mikroorganismen während der Kompostierung.....	107
4.1.4	Einfluss der Biokohlezugabe auf ausgewählte biologische Parameter des fertigen Komposts	108
4.1.4.1	Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost	108
4.1.4.2	Versuche mit unterschiedlichen Biokohlemengen und zum Vergleich zwischen nicht aktivierter und aktivierter Biokohle	117
4.1.4.3	Versuche mit Urin und Pferdemist	124
4.1.4.4	Lagerungsversuche	131
4.1.4.5	Ansäuerungsversuche mit Schwefel	133
4.1.4.6	Versuche zum Einfluss des Herstellungsverfahrens	134
4.1.4.7	Versuche zum Vergleich der produzierten Komposte und Biokohlekomposte mit den Komposten und Biokohlekomposten externer Produzenten.....	139
4.1.5	Zusammenfassung, Diskussion und Bewertung der Qualität von Biokohlekomposten	141
4.1.5.1	Diskussion zum Einfluss der Biokohle auf die chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Kompostparameter.....	141
4.1.5.2	Bewertung der Kompost-/Biokohlekompostqualität anhand ausgewählter chemisch-physikalischen Kennwerte	144
4.1.5.1	Diskussion zum Einfluss der Biokohle auf die Atmungsaktivität der Mikroorganismen während der Kompostierung und ausgewählten biologischen Parameter des Endprodukts.....	169
4.1.5.2	Eignung der ausgewählten biologischen Testverfahren zur Überprüfung der Kompost/Biokohlekompost-Qualität	178
4.1.5.3	Ableitung von biologischen Qualitätskriterien anhand der durchgeführten Versuche.....	181

4.1.5.4	Bewertung der produzierten Komposte und Biokohlekomposte anhand der empfohlenen Qualitätskriterien und Diskussion ihrer Anwendungsmöglichkeiten und -grenzen	206
4.2	Teilvorhaben 2: Wirkung von Biokohlekompost auf die Lebensraumfunktion von Böden	213
4.2.1	Chemisch-physikalische Charakterisierung der Böden und der Bodenmischungen mit Biokohle, Kompost und Biokohlekompost.....	213
4.2.1.1	Physikalische physikalisch-chemische und chemische und Grundcharakterisierung.....	213
4.2.1.2	Biologische Grundcharakterisierung.....	216
4.2.1.3	Entwicklung ausgewählter chemischer, chemisch-physikalischer und physikalischer Parameter	217
4.2.2	Wirkung der Biokohlekomposte auf ausgewählte biologische Bodenfunktionen.....	242
4.2.2.1	Entwicklung der mikrobiellen Parameter über die Versuchszeit.....	243
4.2.2.2	Einfluss der Zugabevariante - Biokohle, Kompost, Biokohlekompost	254
4.2.2.3	Einfluss der Biokohlekompostmenge in Böden	261
4.2.2.4	Einfluss der Biokohlemenge im Kompost	266
4.2.2.5	Einfluss der verwendeten Böden	267
4.2.2.6	Vergleich der Ergebnisse aus Teilvorhaben 1 mit den Ergebnissen des Teilvorhabens 2	268
4.2.3	Zusammenfassung – Wirkung von Biokohlekomposten im Boden.....	269
4.2.4	Diskussion - Wirkung von Biokohlekomposten im Boden	275
5	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK	284
6	LITERATURVERZEICHNIS	290
7	ANHANG.....	306
	CURRICULUM VITAE.....	315
	PUBLIKATIONEN, VORTRÄGE & POSTER.....	316

Kurzzusammenfassung

Um die negativen Effekte einer intensiven Landwirtschaft im Zuge des Bevölkerungswachstums und des steigenden Nahrungsmittelbedarfs abzumildern, ist es notwendig den bewirtschafteten Böden organisches Material, z.B. in Form von Komposten zuzuführen. Seit einigen Jahren kommt der Biokohle als Zuschlagstoff zu Komposten ein immer höherer Stellenwert zu, da sie den Kompostierprozess optimiert und neben diversen positiven Effekten, wie der Erhöhung der Wasserhaltekapazität und des Nährstoffspeicherpotentials auch den Kohlenstoff im Boden bindet. Um zu gewährleisten, dass Materialien, die auf Böden aufgebracht werden auch eine positive Wirkung im Boden haben, bzw. um zu vermeiden das negative Effekte auftreten, gibt es verschiedene gesetzliche Regelungen und freiwillige Gütekriterien. Für Biokohlekomposte gibt es solche Qualitätskriterien bislang nicht. In dieser Dissertation wurden verschiedene Biokohlekomposte mit dem Ziel untersucht, biologische Qualitätskriterien zu entwickeln bzw. abzuleiten. Die vorgeschlagenen Kriterien sollen zur Einordnung und Orientierung bei der Bewertung von Biokohlekomposten dienen. Sie betreffen verschiedene mikrobielle Parameter (Basalatemmung, mikrobielle Biomasse, metabolischer Quotient, potentielle Ammoniumoxidation), zwei Pflanzentests zur Überprüfung der Pflanzenverträglichkeit (Kressetest und Chinakohltest), den Kressetest zur Detektion phytotoxischer Gase und den Regenwurmfluchttest. Für die mikrobiologischen Parameter treten je nach eingesetzter Biokohle, eingesetztem Kompost und verwendeter Biokohlemenge unterschiedliche Effekte auf. Die Bioverfügbarkeit von an der Biokohle sorbierten Stoffen (Kohlenstoffverbindungen, Ammonium) ist das wesentliche Kriterium, ob trotz Sorption eine Hemmung oder Förderung der mikrobiellen Aktivität auftritt. Die Höhe der mikrobiellen Aktivität des Komposts/ Biokohlekomposts erlaubt keine Einteilung in „gut“ oder „schlecht“, denn sie zeigt die Reife eines Komposts an und bestimmt damit seinen Anwendungszweck. Die Biokohle hatte auf die untersuchten Pflanzen kaum einen Einfluss, da die hohen Nährstoffgehalte des Komposts die Biokohleeffekte verdecken. Fast alle hergestellten Ansätze erfüllen die Qualitätskriterien der durchgeführten Pflanzenverträglichkeitstests, lediglich die reinen Biokohlen und aktivierten Biokohlen sind nicht pflanzenverträglich. Beim Regenwurmfluchttest wurden die Qualitätskriterien in der Regel erreicht, allerdings sind weitere Tests durchzuführen, um eine endgültige Aussage treffen zu können.

Die Untersuchungen zur Wirkung von Biokohlekomposten auf die Lebensraumfunktion von drei verschiedenen Sandböden zeigten für die mit Kompost und Biokohlekompost behandelten Böden auch noch nach 4 Jahren Versuchslaufzeit höhere mikrobielle Aktivitäten, als die unbehandelten Böden. Auch der Regenwurmfluchttest zeigt nach 4 Jahren Versuchslaufzeit weiterhin einen positiven Effekt der Kompost- und Biokohlekompostgabe. Ein signifikanter Unterschied zwischen Kompost und Biokohlekompost war jedoch nicht nachweisbar.

Abstract

In order to mitigate the negative effects of intensive agriculture in the wake of population growth and rising food demand, it is necessary to add organic material to the cultivated soils, for example in form of composts.

For some years now, biochar has been gaining increasing importance as an additive to compost, as it optimizes the composting process, and in addition to various positive effects such as the increase of water holding capacity and nutrient storage potential also binds the carbon in the soil.

To ensure that materials applied to soils have positive effects, or to avoid negative effects, there are various legal regulations and quality criteria. Such quality criteria do not yet exist for biochar composts.

In this doctoral thesis different biochar composts were investigated with the aim to develop and derive biological quality criteria. The proposed biological criteria should help in the classification of biochar composts and give orientation values when working with these products. They include various microbial parameters (basal respiration, microbial biomass, metabolic quotient and potential ammonium oxidation), two plant tests to investigate plant compatibility, the cress test to detect phytotoxic gases and the earthworm avoidance test.

Depending on the biochar, the compost and the amount of biochar used different effects occur for the microbiological parameters. The bioavailability of substances sorbed on the biochar surface (carbon compound, ammonium) is the essential criterion as to whether inhibition or promotion of microbial activity occurs. The level of microbial activity of composts/biochar composts does not allow the classification of "good" or "bad", as it shows the maturity of a compost/biochar compost and thus determines its use. The biochar had hardly any influence on the plants studied, since the high nutrient content of composts hides the biochar effects. Almost all composts/ biocharcomposts produced meet the plant compatibility tests carried out, only the pure biochar and the pure activated biochar are not plant compatible. In the earthworm avoidance test the quality criteria were usually met, but further tests are necessary to make a final statement.

The investigations on the effects of biochar composts on the habitat function of three different sandy soils showed higher microbial activities for the soils treated with biochar composts and composts than the untreated soils, even after four years of testing. The earthworm avoidance test also shows a continued positive effect on the addition of compost or biochar compost after four years. However, a significant difference between compost and biochar compost could not be detected.

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Populationen von Bakterien und Pilzen in Böden und Kompost, verändert nach EPA (1998).....	7
Tab. 2.2: Zusammenfassung der Parameter für die Prüf- und Maßnahmenwerte für verschiedene Wirkungspfade je nach Nutzungsart festgelegt sind (BBodSchV, 1999)	8
Tab. 2.3: Zusammenfassung der Parameter für die Vorsorgewerte festgelegt sind (BBodSchV, 1999).....	9
Tab. 2.4: Inhaltsstoffe von biogenen Abfällen, die die Nützlichkeit ihrer Verwertung als Bodenverbesserungs-/Düngemittel begründen können, sowie mittlere Gehalte in Fertigungskomposten aus Bioabfall (Delschen, et al., 1996).....	17
Tab. 2.5: Vorsorgewerte für Metalle [mg/kg TS].....	18
Tab. 2.6: Vorsorgewerte für organische Stoffe [mg/kg TS].....	19
Tab. 2.7: Richtwerte für max. zulässige Konzentrationen von Schwermetallen und organischen Schadstoffen in Komposten.....	19
Tab. 2.8: Qualitätskriterien und Güterichtlinien für Frischkomposte, Fertigungskomposte und Substratkomposte (verändert nach Dok. 251-006-4, Stand 18.07.2018 BGK, RAL-Gütesicherung	21
Tab. 2.9: Wertgebende Eigenschaften und Inhaltsstoffe von Kompost – Angabe zu Wertebereichen aus (LAGA-M10, 1995) und (BGK, 2006).....	22
Tab. 2.10: Entwicklung der Kompostqualität von 2001-2017 (www.bmu.de_2).....	23
Tab. 2.11: Einige Untersuchungsergebnisse zur BK-Stabilität.....	32
Tab. 2.12: Parameter zur Charakterisierung von Biokohle (EBC, 2012).....	35
Tab. 2.13: Literatur zur Wirkung der Biokohle auf die CO ₂ -Entwicklung	49
Tab. 2.14: Literatur zur Wirkung der Biokohle auf die mikrobielle Biomasse.....	50
Tab. 2.15: Einfluss von Biokohlesubstrat-Gaben auf Eigenschaften und Funktionen von Kippprohböden für eine landwirtschaftliche Rekultivierung (Haubold-Rosar, et al., 2019)	54
Tab. 3.1: Untersuchte Parameter und dazugehörige Untersuchungsverfahren.....	57
Tab. 3.2: Verwendete Biologische Methoden.....	63
Tab. 3.3: Verwendete Komposte und Biokohlekomposte mit kurzer Beschreibung ihrer Zusammensetzung und Angaben zum Hersteller	72
Tab. 3.4: Mischungsverhältnisse der UA-Ansätze zum Einfluss der Biokohlemenge auf verschiedene chemisch-physikalische und biologische Parameter	76
Tab. 3.5: Mischungsverhältnisse GA2 mit Biokohle/ aktivierter Biokohle	76
Tab. 3.6: Mischungsverhältnisse der UA-Ansätze	77
Tab. 3.7: Verwendete Böden mit ausgewählten physikalischen, chemisch-physikalischen und chemischen Parametern	80
Tab. 3.8: Verwendete Komposte und Biokohlekomposte	81
Tab. 3.9: Zusammensetzung der Biokohlekomposte BKS 15 und BKS 30	82
Tab. 3.10: Hergestellte Boden/Kompost, Boden/Biokohle und Boden/Biokohlesubstratmischungen.....	82
Tab. 4.1: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der für diese Arbeit eingesetzten Biokohlen im Vergleich zu Biokohlen externer Hersteller und zu den Grenzwerten des EBC (Tertytze, et al., 2015)	88
Tab. 4.2: Chemisch-physikalische Charakterisierung für die Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost (10 bzw. 15 Vol.-% BK Zugabe	90
Tab. 4.3: Chemisch-physikalische Charakterisierung für Versuche zum Einfluss der Biokohlemenge im Kompost und zum Vergleich zwischen aktivierter und nicht aktivierter Biokohle (Kompost = grün, reine Biokohle bzw. aktivierte Biokohle = orange).....	92

Tab. 4.4: Chemisch-physikalische Charakterisierung für Versuche mit Komposten und Biokohlekomposten denen Urin und Pferdemist zugegeben wurde (Komposte ohne Zugaben = grün).....	96
Tab. 4.5: Chemisch-physikalische Charakterisierung der Komposte/Biokohlekomposte der Lagerungsversuche.....	99
Tab. 4.6: Chemisch-physikalische Charakterisierung für die Versuche zum Vergleich zwischen angesäuerten und nicht angesäuerten Komposten und Biokohlekomposten	100
Tab. 4.7: Chemisch-physikalische Charakterisierung für die Versuche zum Einfluss der Biokohle auf die Komposte der verschiedenen Herstellungsverfahren.....	102
Tab. 4.8: Einfluss der Biokohle auf die Herstellungsvarianten Kompostierung, Fermentation und Kompostierung + Wurmvererdung, Fermentation + Wurmvererdung	103
Tab. 4.9: Chemisch-physikalische Charakterisierung der Komposte und Biokohlekomposte externer Produzenten	106
Tab. 4.10: Biologische Charakterisierung für die Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost (15 Vol.-% BK Zugabe , 10 Vol.-% bei GA11) Angabe von Mittelwert und Standardabweichung für die Messergebnisse (grün = Kompost, orange = Biokohlekompost)	110
Tab. 4.11: Mikrobiologische Parameter für Versuch 1 zum Einfluss der Biokohlemenge im Substrat (Kompost = grün, Biokohle = orange).....	117
Tab. 4.12: Biologische Charakterisierung für Versuche zum Einfluss der Biokohlemenge im Kompost und zum Vergleich zwischen Biokohle (K.) und aktivierter Biokohle (a.K.), (Kompost = grün, reine BK, bzw. aktivierte Biokohle = orange)	120
Tab. 4.13 Teil 1: Biologische Charakterisierung für Versuche mit Komposten und Biokohlekomposten denen Urin und Pferdemist und aktivierte Biokohle zugegeben wurde (Kompost = grün, Biokohlekompost = orange).....	125
Tab. 4.14: Wirkung der Zugabe verschiedener Materialien (Urin, Pferdemist, Biokohle, aktivierte Kohle auf ausgewählte biologische Parameter verschiedener Komposte	128
Tab. 4.15: Wirkung der Zugabe verschiedener Materialien (Urin, Pferdemist, Biokohle, aktivierte Kohle) auf ausgewählte biologische Parameter eines Urinkomposts und eines Komposts mit aktivierter Biokohle	129
Tab. 4.16: Biologische Charakterisierung für Versuche zum Einfluss einer steigenden Urinmenge auf einen Biokohlekompost	130
Tab. 4.17: Biologische Charakterisierung der Komposte/Biokohlekomposte für die Lagerungsversuche.....	131
Tab. 4.18: Ergebnisse der Lagerungsversuche für den Regenwurmfluchttest	132
Tab. 4.19: Biologische Charakterisierung für Versuche zum Vergleich zwischen angesäuerten und nicht angesäuerten Komposten und Biokohlekomposten	133
Tab. 4.20: Biologische Charakterisierung für die Versuche zum Einfluss der Biokohle auf die Substrate der verschiedenen Herstellungsverfahren	135
Tab. 4.21: Einfluss der Biokohle auf die Herstellungsvarianten Kompostierung, Fermentation und Kompostierung + Wurmvererdung, Fermentation + Wurmvererdung	138
Tab. 4.22: Biologische Charakterisierung der Komposte und Biokohlekomposte externer Produzenten.....	140
Tab. 4.23: Bewertung der chemisch-physikalische Parameter externer Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den internen Komposten und Biokohlekomposte	168
Tab. 4.24: Bewertung der ausgewählten Verfahren nach den oben aufgeführten Kriterien	180
Tab. 4.25: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) der Basalatmung für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte	183

Tab. 4.26: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) der mikrobiellen Biomasse für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte	186
Tab. 4.27: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) des metabolischen Quotienten für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte	188
Tab. 4.28: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) der potentiellen Ammoniumoxidation für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte	191
Tab. 4.29: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) des Regenwurmfluchttests für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte	194
Tab. 4.30: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) des Kressetests für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte	197
Tab. 4.31: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) der Wurzellänge im Kressetest für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte	200
Tab. 4.32: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) der Biomasse im Chinakohltest zur Pflanzenverträglichkeit für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte	203
Tab. 4.33: Bewertung der hergestellten Komposte und Biokohlekomposte mit den erstellten Qualitätskriterien	207
Tab. 4.34: Ausgewählte physikalische, chemisch-physikalische und chemische Parameter der verwendeten Böden.....	213
Tab. 4.35: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der eingesetzten Biokohlen im Vergleich zu Biokohlen externer Hersteller und zu den Grenzwerten des EBC (Terytze, et al., 2015)	214
Tab. 4.36: Ausgewählte physikalische, chemisch-physikalische und chemische Parameter der verwendeten Biokohle, Komposte und Biokohlekomposte	215
Tab. 4.37: Biologische Parameter für die verwendeten Böden und Komposte.....	216
Tab. 4.38: Gefäßversuch 2011: ausgewählte chemische, chemisch-physikalische und physikalische Parameter	217
Tab. 4.39: Gefäßversuch 2012: ausgewählte chemische, chemisch-physikalische und physikalische Parameter	218
Tab. 4.40: Parzellenversuch JKI: ausgewählte chemischer, chemisch-physikalischer und physikalischer Parameter.....	219
Tab. 4.41: Parzellenversuch KU: ausgewählte chemische, chemisch-physikalische und physikalische Parameter	219
Tab. 4.42: Zusammenfassung der Wirkung von Biokohle, Kompost, Biokohlekompost auf die chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Parameter der untersuchten Böden	242
Tab. 4.43: Gefäßversuch 2011: Differenzen zwischen Start- und Endwerten	245
Tab. 4.44: Gefäßversuch 2012: Differenzen zwischen Start- und Endwerten	247
Tab. 4.45: Parzellenversuch JKI: Differenzen zwischen Start- und Endwerten	249
Tab. 4.46: Parzellenversuch KU: Differenzen zwischen Start- und Endwerten.....	251
Tab. 4.47: Zusammenfassung zeitliche Entwicklung.....	253
Tab. 4.48: Überblickstabelle zur kurzfristigen Wirkung von Biokohle; Biokohlesubstrat und Kompost in den untersuchten Böden (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Böden ohne Zugabe mit den Varianten der Böden + Zugabe, s = signifikant, n.s. = nicht signifikant).....	254

Tab. 4.49: Überblickstabelle zur langfristigen Wirkung von Biokohle; Biokohlekompost und Kompost in den untersuchten Böden (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Böden ohne Zugabe mit den Varianten der Böden + Zugabe, s = signifikant, n.s. = nicht signifikant).....	255
Tab. 4.50: Überblickstabelle zum Vergleich der Wirkung von Biokohlekompost und Kompost im Boden 2 (Signifikanzen: t-Test mit $p = 0,05$; s = signifikant, n.s. = nicht signifikant).....	258
Tab. 4.51: Ergebnisse des Regenwurmfluchttests	260
Tab. 4.52: Überblickstabelle zur Wirkung einer ansteigenden Menge an Biokohlekompost in den untersuchten Böden zu Beginn der Untersuchungen (Startwerte) - Zusammenfassung über alle Versuche (Signifikanzen: verglichen wurde 10 und 25 Vol.-% und 25 Vol.-% und 50 Vol.-%, t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; s = signifikant, n.s. = nicht signifikant)	262
Tab. 4.53: Überblickstabelle zur Wirkung einer ansteigenden Menge an Biokohlekompost in den untersuchten Böden nach Ablauf der Versuche (Endwerte) - Zusammenfassung über alle Versuche (Signifikanzen: verglichen wurde 10 und 25 Vol.-% und 25 Vol.-% und 50 Vol.-%, t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; s = signifikant, n.s. = nicht signifikant)	264
Tab. 4.54: Überblickstabelle zur Wirkung der Menge an Biokohle im Kompost in den untersuchten Böden kurz nach Zugabe der BK-Komposte (Signifikanzen: verglichen wurde jeweils der BK-Kompost mit 15 Vol.-% und 30 Vol.-% BK; t-Test mit $p = 0,05$; s = signifikant, n.s. = nicht signifikant)	266
Tab. 4.55: Überblickstabelle zur Wirkung der Menge an Biokohle im Kompost in den untersuchten Böden nach Ablauf der Versuchszeit (Signifikanzen: verglichen wurde jeweils der Kompost mit 15 Vol.-% und 30 Vol.-% BK; t-Test mit $p = 0,05$; s = signifikant, n.s. = nicht signifikant).....	267
Tab. 4.56: Versuchsübergreifende Darstellung zum Einfluss des verwendeten Kompost bzw. Biokohlekomposts – Ergebnisse zum Versuchsbeginn	272
Tab. 4.57: Versuchsübergreifende Darstellung zum Einfluss des verwendeten Kompost bzw. Biokohlekomposts – Ergebnisse zum Versuchsende	273
Tab. 7.1: Ergebnisse der Signifikanztests für die mikrobiellen Parameter – steigende Zugaben unbehandelter und aktivierter Biokohle (Anova, mit Posthoc: Tukey oder Tamhane in Abhängigkeit der Varianzhomogenität).....	306
Tab. 7.2: Ergebnisse der Signifikanztests für die Pflanzentests – steigende Zugaben unbehandelter und aktivierter Biokohle (Anova, mit Posthoc: Tukey oder Tamhane in Abhängigkeit der Varianzhomogenität).....	306
Tab. 7.3: Ergebnisse der Signifikanztests – Versuche mit N-reichen Materialien (Urin, Mist, aktivierte BK), (Anova + Posthoc: Tukey oder Tamhane in Abh. der Varianzhomogenität, $p = 0,05$).....	306
Tab. 7.4: Ergebnisse der Signifikanztests für die mikrobiellen Parameter - Lagerungsversuche der Komposte und Biokohlekomposte (Anova + Posthoc: Tukey oder Tamhane, oder t-Test)	307
Tab. 7.5: Ergebnisse der Signifikanztests für die Pflanzentests - Lagerungsversuche der Komposte und Biokohlekomposte (t-Test)	307
Tab. 7.6: Ergebnisse der Signifikanztests für die für die mikrobiellen Parameter – Ansäuerungsversuche (Anova + Posthoc: Tukey oder Tamhane in Abh. der Varianzhomogenität, $p = 0,05$).....	307
Tab. 7.7: Ergebnisse der Signifikanztests (t-Test oder ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für den Gefäßversuch 2011	308
Tab. 7.8: Ergebnisse der Signifikanztests (t-Test oder ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für den Gefäßversuch 2012	308

Tab. 7.9: Ergebnisse der Signifikanztests (ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für den Parzellenversuch im Julius Kühn-Institut	309
Tab. 7.10: Ergebnisse der Signifikanztests (ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für den Parzellenversuch Kummersdorf.....	310
Tab. 7.11: Ergebnisse der Signifikanztests (ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für die versuchsübergreifende Darstellung zum Vergleich der Start- und Endwerte	310
Tab. 7.12: Ergebnisse ANOVA, Posthoc-Test: Tukey-HSD	311
Tab. 7.13: Ergebnisse ANOVA, Posthoc-Test: Tukey-HSD	311
Tab. 7.14: Ergebnisse ANOVA, Posthoc-Test: Tukey-HSD, Tamhane ($p = 0,05$).....	311
Tab. 7.15: Ergebnisse ANOVA, Posthoc-Test: Tukey-HSD, Tamhane ($p = 0,05$).....	312
Tab. 7.16: Ergebnisse t-Test, ($p = 0,05$)	312
Tab. 7.17: Ergebnisse der Signifikanztests (ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für die versuchsübergreifende Darstellung zum Einfluss der Zugabemenge auf die mikrobielle Biomasse	312
Tab. 7.18: Ergebnisse der Signifikanztests (ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für die versuchsübergreifende Darstellung zum Einfluss der Zugabemenge auf die nitrifizierenden Mikroorganismen	313

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1: Modell für die durch Bodenorganismen bewirkten Prozesse der Bereitstellung von Pflanzennährstoffen (verändert nach Van-Camp, et al. (2004).	6
Abb. 2.2: Beziehung zwischen organischer Bodensubstanz und Bodenleben, (Elliot, 1997).....	7
Abb. 2.3: Phasen der Kompostierung (www.logidatatech.com, 2019).....	13
Abb. 2.4: Verwertung Kompost (www.bmu.de_3, 2019).....	15
Abb. 2.5: Absatzbereiche für gütegesicherte Komposte (www.bmu.de_3, 2019)	15
Abb. 2.6: Vorkommen Terra Preta (www.ivn.nl).....	26
Abb. 2.7: Böden im Amazonasbecken. Links: ein typischer nährstoffarmer Boden; Mitte und Rechts: eine holzkohlereiche Terra Preta do Indio mit den Keramikbruchstücken (Glaser & Woods 2004).	27
Abb. 2.8: Foto aus UBA-Bericht Texte 04/2016 (Haubold-Rosar, et al., 2016): Beispiele für Pyrolysekohlen aus Rübenschnitzel, Miscanthus, Kaffeebohnen, Biertreber, Forstabfälle, Klärschlamm (von oben links nach unten rechts) (Bildquelle: PYREG GmbH 2013)	29
Abb. 2.9: Karbonisierungsanlage der Firma BioMaCon im Botanischen.....	30
Abb. 2.10: Van Krevelen Diagramm der O/C- und H/C-Verhältnisse von unterschiedlichen Biokohlen im Vergleich zu fossilen Kohlen (Braun-, Fett-, Steinkohle) und organischen Stoffen (Zellulose, Lignin) (Schimmelpfennig, et al., 2012). Das Rechteck markiert den wünschenswerten Bereich ausreichend stabiler Biokohlen zur Anwendung in Böden (Haubold-Rosar, et al., 2016).....	32
Abb. 2.11: Nutzungsmöglichkeiten von Biokohle	37
Abb. 2.12: Effekt der Biokohle auf die Kompostierung, G+/G- (Verhältnis von Gram-positiven zu Gram-negativen Bakterien, ↑ (Steigerung oder Verbesserung), ↓ (Verringerung), (Wu, et al., 2017)	40
Abb. 2.13: Effekt der Kompostierung auf die Biokohle, CEC: cation exchange capacity, WEOC: water extractable organic carbon, O/C: O/C ratio, OM: organic matter, TSN: total soluble nitrogen, FG: funtional group, ↑ Steigerung, ↓ Verringerung, ↕ einige steigen, andere sinken, (Wu, et al., 2017)	41
Abb. 2.14: Beeinflussung der Bodenbiologie durch physikalische und chemische Bodenveränderungen nach Zugabe von Biokohle am Beispiel von Bakterien und Regenwürmern.	52
Abb. 3.1: Oxitop-Messgefäße im Inkubationsschrank	65
Abb. 3.2: Spektralphotometer zur Bestimmung des Nitrit-N-Gehaltes	66
Abb. 3.3: Zweikammergefäß mit eingesetzten Würmern (links), Wurm nach dem Waschen (rechts).....	67
Abb. 3.4: Kresse nach 7 Tagen (links), Vorbereitung des Kressetests (rechts)	68
Abb. 3.5: Aussaat (links) und Ernte (rechts) der Kresse	69
Abb. 3.6: Töpfe mit Chinakohl im Gewächshaus.....	70
Abb. 3.7: Für Komposte/ BK-Komposte genutzte Biomasse im Botanischen Garten (Berlin),	71
Abb. 3.8: Mieten der Komposte/ BK-Komposte im Botanischen Garten (Berlin).....	71
Abb. 3.9: links: Kompost GA2 IR 0%, rechts: Biokohlekompost GA2 IR 15%	75
Abb. 3.10: Schematischer Ablauf des Großansatzes 2 mit parallelem Fermentations- und Kompostierungsversuch.....	75
Abb. 3.11: Zugabe von Schwefelbentonit zu GA 11	77
Abb. 3.12: Schema für die BKS-Herstellung am Hengstbacherhof (Daum und Böttcher, 2011)	78
Abb. 3.13: links: Probennahmeschema zur Mietenbeprobung, 6 oberflächliche Beprobungspunkte, 7 tiefe Beprobungspunkte, rechts: Mieten im Botanischen Garten	79
Abb. 3.14: Homogenisierung der Bodenproben (Foto und Schema).....	81

Abb. 3.15: Mitscherlichgefäße mit Mais (links), mit Knautgras (rechts)	83
Abb. 3.16: Fotos der Parzellenversuche in Kummersdorf (links) und JKI (rechts)	84
Abb. 3.17: Probennahmeschema zur Parzellenbeprobung (aus Bachelorarbeit H. Block)	85
Abb. 4.1: Verfügbare Nährstoffe für die Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost	91
Abb. 4.2: Verfügbare Nährstoffe für die Versuche zur einer steigenden Biokohlemenge im Kompost	93
Abb. 4.3: Verfügbare Nährstoffe für die Versuche zur einer steigenden Biokohlemenge im Kompost und zum Vergleich der Wirkung von aktivierter und nicht aufgeladener Biokohle	94
Abb. 4.4: Verfügbare Nährstoffe für die Versuche mit Mist, Urin und aktivierter Biokohle	97
Abb. 4.5: Verfügbare Nährstoffe für die Versuche zur einer steigenden Urinmenge im Biokohlekompost	98
Abb. 4.6: Verfügbare Nährstoffe der Komposte und Biokohlekomposte zum Herstellungsverfahren.....	104
Abb. 4.7: Basalatmung und SIR des Komposts und Biokohlekomposts während der Kompostierung und der Lagerung, Ende der Kompostierung 20. Woche, ab der 20. Woche beginnt die Lagerung	107
Abb. 4.8: Vergleich der Entwicklung der organischen Substanz in Kompost und Biokohlekompost während der Kompostierung.....	108
Abb. 4.9: Komposte (grün) und Biokohlekomposte (orange) für ausgewählte biologische Parameter im Vergleich	111
Abb. 4.10: Einfluss von Biokohle auf die mikrobielle Biomasse, Signifikanzen für den Vergleich ohne BK mit BK, und für den Vergleich des Mittelwertes der Großansätze (grau hinterlegt)	112
Abb. 4.11: Einfluss von Biokohle auf die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen, Signifikanzen für den Vergleich ohne BK mit BK, und für den Vergleich der Großansätze (grau hinterlegt).....	113
Abb. 4.12: Einfluss von Biokohle auf das Verhalten von Kompostwürmern.....	114
Abb. 4.13: Einfluss von Biokohle auf die Emission von phytotoxischen Gasen, Signifikanzen für den Vergleich ohne BK mit BK, und für den Vergleich der Großansätze (grau hinterlegt)	114
Abb. 4.14: Einfluss von Biokohle auf die Biomasse des Chinakohls, Signifikanzen für den Vergleich ohne BK mit BK, und für den Vergleich der Großansätze (grau hinterlegt).....	115
Abb. 4.15: Einfluss von Biokohle auf die Wurzellänge und die Anzahl der gekeimten Samen im Kressetest, Signifikanzen für den Vergleich der Großansätze (grau hinterlegt), zwischen K und BKK keine signifikanten Unterschiede.....	116
Abb. 4.16: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe auf die mikrobielle Biomasse eines Komposts (UA-S100-U1), (Kompost = grün umrandet, Biokohle: orange umrandet)	118
Abb. 4.17: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe auf die Nitrifikationsaktivität eines Komposts (UA-S100-U1), Kompost = grün umrandet, Biokohle = orange umrandet.....	118
Abb. 4.18: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe (unbehandelt und aktiviert) auf die mikrobielle Biomasse eines Komposts (GA2) – rot bzw. rot gestreift dargestellt.	121
Abb. 4.19: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe (unbehandelt und aktiviert) auf die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen eines Komposts (GA2 – rot bzw. rot gestreift dargestellt).....	121
Abb. 4.20: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe (unbehandelt und aktiviert) auf die Emission von phytotoxischen Gasen im Kressetest (EEO Vergleichssubstrat – rot bzw. rotgestreift dargestellt)	122
Abb. 4.21: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe (unbehandelt und aktiviert) auf die Wurzellänge der Kresse (EEO Vergleichssubstrat – rot bzw. rotgestreift dargestellt)	123

Abb. 4.22: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe (unbehandelt und aktiviert) auf die Biomasse des Chinakohles (Anzucherde - Vergleichssubstrat – rot bzw. rotgestreift dargestellt).....	123
Abb. 4.23: Einfluss einer steigenden Urinzugabe auf die mikrobielle Biomasse und potentielle Ammoniumoxidation	130
Abb. 4.24: metabolischer Quotient – Vergleich der Herstellungsverfahren.....	136
Abb. 4.25: Potentielle Ammoniumoxidation – Vergleich der Herstellungsverfahren	136
Abb. 4.26: Regenwurmfluchttest, Gegenüberstellung mit Artificial Soil – Vergleich der Herstellungsverfahren (Fermentation vs. Kompostierung: nicht sign., keine Wurmvererdung vs. Wurmvererdung: sign.).....	137
Abb. 4.27: Regenwurmfluchttest, direkte Gegenüberstellung – Vergleich der Herstellungsverfahren.....	138
Abb. 4.28: pH-Werte der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte sowie zu den gängigen Wertespannen für Komposte der BGK e.V. und der LAGA-M10.....	145
Abb. 4.29: Salzgehalte der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte sowie zu den gängigen Wertespannen für Komposte der BGK e.V. und der LAGA-M10.....	147
Abb. 4.30: Rohdichte der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte sowie zu den gängigen Wertespannen für Komposte der BGK e.V. und der LAGA-M10.....	149
Abb. 4.31: Maximale Wasserhaltekapazität der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte	151
Abb. 4.32: Gesamtkohlenstoffgehalt der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte sowie zu den gängigen Wertespannen für Komposte der BGK e.V. und der LAGA-M10	153
Abb. 4.33: Gesamtstickstoffgehalt der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte sowie zu den gängigen Wertespannen für Komposte der BGK e.V. und der LAGA-M10	155
Abb. 4.34: C/N Verhältnis der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte	157
Abb. 4.35: Pflanzenverfügbares Kalium der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte	159
Abb. 4.36: Pflanzenverfügbares Phosphor der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte	161
Abb. 4.37: Pflanzenverfügbares Magnesium der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte	163
Abb. 4.38: Mikrobielle Biomasse der Großansätze.....	178
Abb. 4.39: Potentielle Ammoniumoxidation der Großansätze.....	179
Abb. 4.40: Basalatmung der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte	183
Abb. 4.41: Zusammenfassung aller Ergebnisse zur Basalatmung (nach 22h) von Komposten und Biokohlekomposten.....	184
Abb. 4.42: Mikrobielle Biomasse der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte	186

Abb. 4.43: Zusammenfassung aller Ergebnisse zur mikrobiellen Biomasse von Komposten und Biokohlekomposten	187
Abb. 4.44: Metabolischer Quotient der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte	189
Abb. 4.45: Zusammenfassung aller Ergebnisse zum metabolischen Quotienten von Komposten und Biokohlekomposten.....	190
Abb. 4.46: Potentielle Ammoniumoxidation der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte	192
Abb. 4.47: Potentielle Ammoniumoxidation der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte	193
Abb. 4.48: Anzahl der Regenwürmer im Kompost/Biokohlekompost im Vergleich zu einem Artificial Soil	195
Abb. 4.49: Anzahl der Regenwürmer im Kompost/Biokohlekompost im Vergleich zu einem Artificial Soil	196
Abb. 4.50: Biomasse der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte im Kresstest zur Detektion phytotoxischer Gase.....	197
Abb. 4.51: Zusammenfassung aller Ergebnisse des Kresstests zur Detektion phytotoxischer Gase von Komposten und Biokohlekomposten.....	198
Abb. 4.52: Wurzellänge der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte im Kresstest zur Pflanzenverträglichkeit.....	199
Abb. 4.53: Zusammenfassung aller Ergebnisse des Kresstests zur Ermittlung der Pflanzenverträglichkeit von Komposten und Biokohlekomposten.....	201
Abb. 4.54: Biomasse der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte im Chinakohltest zur Pflanzenverträglichkeit	202
Abb. 4.55: Bewertung der Ergebnisse des Chinakohltests zur Ermittlung der Pflanzenverträglichkeit von Komposten und Biokohlekomposten.....	204
Abb. 4.56: Entwicklung der organischen Substanz über die Versuchslaufzeit, Gefäßversuch 2011 -1 VP, Gefäßversuch 2012 - 3 VP, Parzellenversuch JKI und KU - 4 VP (Vergleich der Start- und Endwerte)	220
Abb. 4.57: Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf die organische Substanz kurz nach Zugabe (Differenz der Startwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe) und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Differenz der Endwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe)	222
Abb. 4.58: Entwicklung des pH-Wertes über die Versuchslaufzeit, Gefäßversuch 2011 - 1 VP, Gefäßversuch 2012 - 3 VP, Parzellenversuch JKI und KU - 4 VP (Vergleich der Start- und Endwerte)	225
Abb. 4.59: Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf den pH-Wert kurz nach Zugabe (Differenz der Startwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe) und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Differenz der Endwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe)	227
Abb. 4.60: Entwicklung der Rohdichte über die Versuchslaufzeit, Gefäßversuch 2011 -1 VP, Gefäßversuch 2012 - 3 VP, Parzellenversuch JKI und KU - 4 VP (Vergleich der Start- und Endwerte)	229
Abb. 4.61: Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf die Rohdichte kurz nach Zugabe (Differenz der Startwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe) und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Differenz der Endwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe)	231
Abb. 4.62: Entwicklung der maximalen Wasserhaltekapazität über die Versuchslaufzeit, Gefäßversuch 2011 -1 VP, Gefäßversuch 2012 - 3 VP, Parzellenversuch JKI und KU - 4 VP (Vergleich der Start- und Endwerte).....	234
Abb. 4.63: Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf die maximale Wasserhaltekapazität kurz nach Zugabe (Differenz der Startwerte zw. Boden mit	

Zugabe und Boden ohne Zugabe) und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Differenz der Endwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe)	236
Abb. 4.64: Entwicklung des Salzgehalts über die Versuchslaufzeit, Gefäßversuch 2011 -1 VP, Gefäßversuch 2012 - 3 VP, Parzellenversuch JKI und KU - 4 VP (Vergleich der Start- und Endwerte)	238
Abb. 4.65: Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf den Salzgehalt kurz nach Zugabe (Differenz der Startwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe) und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Differenz der Endwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe)	240
Abb. 4.66: Mikrobielle Biomasse, Gefäßversuch 2011 – 1 Vegetationsperiode (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Startwerte mit den Endwerten eines Ansatzes, gleiche Buchstaben zeigen keine signifikanten Unterschiede, verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....	243
Abb. 4.67: Potentielle Ammoniumoxidation, Gefäßversuch 2011 – 1 Vegetationsperiode (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Startwerte mit den Endwerten eines Ansatzes, gleiche Buchstaben zeigen keine signifikanten Unterschiede, verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....	244
Abb. 4.68: Mikrobielle Biomasse, Gefäßversuch 2012 – 3 Vegetationsperioden (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Startwerte mit den Endwerten eines Ansatzes, gleiche Buchstaben zeigen keine signifikanten Unterschiede, verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....	246
Abb. 4.69: Potentielle Ammoniumoxidation, Gefäßversuch 2012 – 3 Vegetationsperioden, (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Startwerte mit den Endwerten eines Ansatzes, gleiche Buchstaben zeigen keine signifikanten Unterschiede, verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede).....	247
Abb. 4.70: Mikrobielle Biomasse, Parzellenversuch JKI – 4 Vegetationsperioden	248
Abb. 4.71: Potentielle Ammoniumoxidation, Parzellenversuch JKI – 4 Vegetationsperioden	249
Abb. 4.72: Mikrobielle Biomasse, Parzellenversuch JKI – 4 Vegetationsperioden	250
Abb. 4.73: Potentielle Ammoniumoxidation, Parzellenversuch KU – 4 Vegetationsperioden	250
Abb. 4.74: Mikrobielle Biomasse (Anzahl der eingegangenen Werte: Startwerte: n-Boden: 11, n-BK: 7, n-K: 9, n-BKS: 36; Endwerte: n-Boden: 54, n-BK: 43, n- K: 36, n-BKS: 136); Kompost nur bei Tamhane sign., nicht bei Tukey	252
Abb. 4.75: Potentielle Ammoniumoxidation (Anzahl der eingegangenen Werte: Startwerte, n- Boden: 9, n-BK: 5, n-K: 9, n-BKS: 32, Endwerte, n-Boden: 48, n-BK: 37, n-K: 32, n- BKS: 116)	252
Abb. 4.76: Mikrobielle Biomasse (Anzahl der eingegangenen Werte: Startwerte: n-Boden: 11, n-BK: 7, n-K: 9, n-BKS: 36; Endwerte: n-Boden: 54, n-BK: 43, n- K: 36, n-BKS: 136).....	257
Abb. 4.77: Potentielle Ammoniumoxidation (Anzahl der eingegangenen Werte: Startwerte, n- Boden: 9, n-BK: 5, n-K: 9, n-BKS: 32, Endwerte, n-Boden: 48, n-BK: 37, n-K: 32, n- BKS: 116)	257
Abb. 4.78: Mikrobielle Biomasse (SIR): Vergleich der Wirkung von Kompost und Biokohlekompost zu Beginn der Untersuchungen und nach drei VP	258
Abb. 4.79: Potentielle Ammoniumoxidation: Vergleich der Wirkung von Kompost und Biokohlekompost zu Beginn der Untersuchungen und nach drei VP	259
Abb. 4.80: Regenwurmfluchttest, Mittelwerte der Ansätze	260
Abb. 4.81: Wirkung einer steigenden Menge an Biokohlekompost auf die mikrobielle Biomasse zu Versuchsbeginn	263
Abb. 4.82: Wirkung einer steigenden Menge an Biokohlekompost auf die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen zu Versuchsbeginn.....	263
Abb. 4.83: Wirkung einer steigenden Menge an Biokohlekompost auf die mikrobielle Biomasse zum Versuchsende.....	265

Abb. 4.84: Wirkung einer steigenden Menge an Biokohlekompost auf die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen am Versuchsende	265
Abb. 4.85: Zusammenhang zwischen organischer Substanz und mikrobieller Biomasse.....	274

Symbolverzeichnis/ Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
As	Arsen
B(a)P	Benzo(a)pyren
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutzverordnung
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BK	Biokohle
BKK	Biokohlekompost
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol
C	Kohlenstoff
Ca	Calcium
CAT	Calcium-Acetat-Lactat-Auszug
Cd	Cadmium
Cmic	Mikrobielle Biomasse
Co	Cobalt
COST	European Cooperation in Science and Technology
C _{org}	Organischer Kohlenstoff
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DECHEMA	Gesellschaft für chemische Technik und Biotechnologie e.V.
DIN	Deutsches Institut für Normung
DOC	dissolved organic carbon = gelöster organischer Kohlenstoff
DüMV	Düngemittelverordnung
DüngG	Düngegesetz
DüV	Düngeverordnung
EBC	European Biochar Certificate = Europäisches Pflanzenkohlezertifikat
eBRN	European Biochar Research Network
EFRE	Europäischer Fond für regionale Entwicklung
EPA	Environmental Protection Agency
F	Fermentation → fermentiertes Material

Abkürzung	Bedeutung
FAME	fatty acids methyl esters
FKZ	Förderkennzahl
FM/ FS	Frischmasse/ Frischsubstanz
FU	Freie Universität Berlin
GA	Großansatz
GV	Gefäßversuch
H	Wasserstoff
HCH	Hexachlorcyclohexan
Hg	Quecksilber
IBI	International Biochar Initiative
ICP-OES	Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometry = Optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppelten Plasma
IR	Intensivrotte → kompostiertes Material
ISO	International Organization for Standardization
K	Kalium
k.A.	Keine Angabe
KAK	Kationenaustauschkapazität
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
KW	Königswasseraufschluss
LAGA	Bund/ Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall
LfL	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
LHKW	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
Mg	Magnesium
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MW	Mittelwert
N	Stickstoff
n.b.	nicht bestimmt
Ni	Nickel
N _{mic}	mikrobiell gebundener Stickstoff
NPK	Stickstoff, Phosphor, Kalium
O	Sauerstoff
Oxo	Oxyen = Sauerstoff
P	Phosphor
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle

Abkürzung	Bedeutung
PCDD/PCDF	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
PFOA + PFOS	Perfluorierte Tenside
PLFA	Phospholipid-derived Fatty Acids (Analysis)
PA	Parzellenversuch
RAL	RAL Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e. V. (Abk. für ehem. Reichs-Ausschuss für Lieferbedingungen)
rDNA	ribosomale Desoxyribonukleinsäure
Sb	Antimon
Se	Selen
SenStadtum	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Wohnen /Land Berlin
SOM	soil organic matter = organische Bodensubstanz
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
T/DGGE	temperature/denaturing gradient gel electrophoresis
Tl	Thallium
T-RFLP	temperature-restriction fragment length polymorphism
TM/ TS	Trockenmasse/ Trockensubstanz
UEP II	Umweltentlastungsprogramm II
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e.V.
VM	volatile matter = flüchtige Stoffe
WHK _{max}	maximale Wasserhaltekapazität
Zn	Zink

Glossar

Begriff	Erklärung
Ammoniumoxidation	ist der erste Schritt bei der autotrophen Nitrifizierung im Boden und wird zur Bewertung der potentiellen Aktivität von nitrifizierenden Mikrobenpopulationen angewendet
Atmungsaktivitätsquotient	kurz QR, Basalatmungsrate, dividiert durch die substratinduzierte Atmungsrate, $QR = RB/RS$
Atmungsrate des Bodens	Volumen des je Masseneinheit Boden und je Zeiteinheit freigesetzten Kohlenstoffdioxids
Basalatmung	mikrobielle Atmung ohne Zugabe von Nährstoffen
Basalatmungsrate	kurz RB, konstante Masse des freigesetzten CO ₂ oder Masse des verbrauchten O ₂ je Masseinheit Boden je Zeiteinheit ohne Substratzugabe
Fermentation	ist ein metabolischer Prozess bei dem organische Moleküle unter Sauerstoffabschluss o. Elektronentransfer in Säuren, Gase und Alkohol umgewandelt werden
metabolische Quotient	Quotient aus Basalatmung und mikrobieller Biomasse, erlaubt Aussagen über Effektivität des mikrobiellen Stoffwechsels
mikrobielle Aktivität	Stoffwechsellleistung der Mikroorganismen, z.B. gemessen als O ₂ -Aufnahme oder CO ₂ -Abgabe
mikrobielle Biomasse	Masse der intakten mikrobiellen Zellen in einem Boden, intakte Zellen werden über die Atmung gemessen
Oxo-Verbindung	Bezeichnung für ein Sauerstoffatom, das über eine Doppelbindung mit einem Kohlenstoffatom eines Kohlenwasserstoffes in Verbindung steht.
substratinduzierte Atmung	kurz SIR, mikrobielle Atmung nach Zugabe von Nährstoffen, z.B. Glucose
subatratinduzierte Atmungsrate	kurz RS, konstante Masse des freigesetzten CO ₂ oder Masse des verbrauchten O ₂ je Masseinheit Boden je Zeiteinheit kurz nach der Zugabe eines Kohlenstoffsubstrats
Lebensraumfunktion	Eigenschaft von Boden/Bodenmaterialien, als Lebensraum für Mikroorganismen, Pflanzen, Bodenlebewesen und deren Interaktionen (Biozönose) zu dienen
Vermeidungsverhalten	Neigung (eines Organismus), unter Bevorzugung des Kontrollbodens den Prüfboden zu meiden.

1 Einführung und Zielstellungen

Aufgrund der zunehmenden Devastierung der Böden, des starken Bevölkerungswachstums weltweit und der damit einhergehenden Nahrungsmittelknappheit gewinnt der Einsatz von Produkten, welche die Bodenfruchtbarkeit erhöhen immer stärker an Bedeutung. Die Anwendung von Komposten nimmt dabei einen besonderen Stellenwert ein. Denn anders als die Verwendung von Mineraldünger sichert die Anwendung von hochwertigem Kompost das Bodengleichgewicht und damit die Bodenfruchtbarkeit. Zusätzlich können durch die Anwendung und Herstellung von Kompost Ressourcen geschont und Abfälle sinnvoll genutzt werden.

Seit einigen Jahren stehen die Biokohle und aus ihr hergestellte Biokohlekomposte (BKK) bzw. Biokohlesubstrate (BKS) zur Verbesserung von landwirtschaftlich genutzten Böden im Fokus verschiedener Untersuchungen (Jeffrey, et al., 2011). Dieses gestiegene Interesse hatte seinen Ursprung in der Erforschung der Terra Preta do Indio (Glaser, et al., 2004), (Glaser, 2007), (Lehmann, et al., 2009). Diese im Amazonasgebiet vorkommende anthropogen erzeugte Schwarzerde ist ein hoch fruchtbarer Boden, der neben anderen organischen Materialien durch die Zugabe von Kohle entstanden ist.

Als positive Eigenschaften der Kohle bzw. Biokohle sind besonders ihr Nährstoff- und Wasserbindungsvermögen, sowie ihre Stabilität hervorzuheben. Neben diesen positiven Eigenschaften können aber auch negative Effekte durch die Kohleanwendung auftreten. Denn sie kann abhängig von Inputmaterialien und Herstellungsverfahren mit verschiedenen Schadstoffen belastet sein. Aber nicht nur durch Schadstoffe können negative Effekte auftreten. Von mehreren Autoren wurde beispielsweise gerade bei der Anwendung frischer Biokohle von einer Stickstoff-Immobilisierung berichtet, wodurch das Pflanzenwachstum negativ beeinflusst wird (Bruun, et al., 2012), (Liang, et al., 2006), (Nelissen, et al., 2012), (Novak, et al., 2010).

In § 6 des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG, 1998) wird das Auf- und Einbringen von Materialien auf oder in den Boden geregelt. Konkretisiert werden diese Vorgaben durch § 12 der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV, 1999). Um sicherzustellen, dass Materialien die auf- oder in den Boden eingebracht werden eine nachhaltig positive Wirkung auf den Boden mit seinen vielfältigen Funktionen haben, ist es nach den Vorgaben aus § 12 BBodSchV u.a. notwendig, die Qualität von diesen Materialien anhand von verschiedenen Parametern bzw. Kriterien zu überprüfen.

Für Komposte gelten in Deutschland die Qualitätskriterien der Bioabfallverordnung (BioAbfV, 2017). Zusätzlich dazu gibt es in der Bundesrepublik für Komposte und andere Materialien ein System der freiwilligen Gütesicherung. Die Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. ist Träger der RAL-Gütesicherung. Im Methodenbuch der BGK e.V. (2006) sind verschiedene Untersuchungsmethoden zur Beurteilung der Qualität von organischen Dünge- und Bodenverbesserungsmitteln sowie für hergestellte Oberboden- und Kultursubstrate dargestellt. Festgelegt sind Untersuchungen für chemisch-physikalische Parameter wie beispielsweise für den Salzgehalt und den pH-Wert sowie für wichtige Hygieneparameter wie u.a. Salmonellen und fäkalcoliforme Bakterien. Neben diesen, sind auch verschiedene biologische Parameter, beispielsweise die biologische Aktivität und die Pflanzenverträglichkeit geregelt. Diese nehmen eine besondere Stellung ein, da sie die Summe der

Eigenschaften eines Kompostes für einen speziellen Organismus oder eine Organismengruppe bewerten.

Die im Methodenbuch aufgeführten biologischen Untersuchungen haben sich für die dort genannten Dünge- und Bodenverbesserungsmittel sowie Substrate als geeignet erwiesen. Da Biokohle als Zuschlagstoff zu Komposten eine immer größere Rolle einnimmt, wird es notwendig, die Eignung dieser Methoden auch für Biokohlekomposte zu überprüfen, gegebenenfalls anzupassen und zu erweitern.

Die Überprüfung der biologischen Qualität von Biokohlekomposten sollte sich nicht nur auf eine reine Kontrolle der Produktqualität ausrichten, sondern, um den Anforderungen von § 12 der BBodSchV (Nachweis der Nützlichkeit einer Maßnahme) gerecht zu werden, auch ihre Wirkung auf die bodenbiologischen Leistungen beurteilen. Dadurch kann eine Verifizierung der Ergebnisse zur Produktqualität erreicht werden.

Zielstellungen

Die vorliegende Dissertation hat zum Ziel biologische Qualitätskriterien für Biokohlekomposte zu ermitteln.

Die in dieser Dissertation durchgeführten Untersuchungen erfolgten im Rahmen des BMBF-Verbundforschungsprojektes Laterra sowie innerhalb des Forschungsprojektes TerraBoGa an der Freien Universität Berlin, FB Geowissenschaften, Institut für Geografische Wissenschaften, AG Geoökologie unter wissenschaftlicher Leitung von Prof. Dr. mult. Dr. h. c. Terytze. Die vollständigen Projekttitel lauten:

1. Laterra: „Nachhaltige Landnutzung durch regionales Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Preta-Technologie auf militärischen Konversionsflächen und ertragsschwachen Standorten“ im Regionalprojekt 1 „Wiederherstellung der Bodenqualität auf militärischen Konversionsflächen unter besonderer Berücksichtigung der Nutzung von Bodenverbesserungsmitteln auf der Basis von Terra Preta“ (FKZ 033L021A-D)
2. TerraBoGa „Schließung von Kreisläufen durch Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Preta-Technologie im Botanischen Garten im Hinblick auf Ressourceneffizienz und Klimaschutz – Modellprojekt Urban farming“ (SenStadtum, UEP II, EFRE) (FKZ 11260UEP II/2)

Die Dissertation gliedert sich auf dieser Grundlage in zwei sowohl experimentell als auch theoretisch zu bearbeitende Teilvorhaben.

1. Im ersten Teilvorhaben werden verschiedene biologische Methoden hinsichtlich ihrer Eignung zur Untersuchung von Biokohlekomposten bewertet.

Die ausgewählten biologischen Methoden werden zur Beurteilung der Qualität verschiedener Biokohlekomposte herangezogen. Bei den Untersuchungen wurden folgende Varianten berücksichtigt:

- Variation der Inputstoffe
 - Biokohle vs. ohne Biokohle
 - steigende Biokohle-Menge
 - Urin vs. ohne Urin
 - Pferdemist vs. ohne Pferdemist
 - aktivierte vs. nicht aktivierte Kohle
 - Schwefel vs. ohne Schwefel

- Herstellungsverfahren
 - Kompostierung vs. Fermentation
 - Kompostierung vs. Kompostierung mit anschließender Wurmvererdung

Folgende Fragestellungen wurden im ersten Teilvorhaben bearbeitet:

Welche Wirkung zeigt die Zugabe von Biokohle auf die ausgewählten biologischen Parameter (mikrobielle Aktivität, potentielle Ammoniumoxidation, das Verhalten von Kompostwürmern und die Keimung ausgewählter Pflanzen) im Kompost? Welche Unterschiede hinsichtlich der biologischen Qualität bestehen zwischen einem Kompost und einem Biokohlekompost?

Welchen Einfluss hat die Menge der angewendeten Biokohle auf die Ergebnisse der ausgewählten biologischen Tests?

Gibt es qualitative Unterschiede zwischen verschiedenen Biokohlesubstraten in Abhängigkeit der zu ihrer Herstellung verwendeten Materialien (Urin, Pferdemist, Schwefel, aktivierte Kohle)?

Welchen Einfluss hat die Lagerung auf die Qualität eines Biokohlekompostes?

Zeigen sich qualitative Unterschiede zwischen verschiedenen Biokohlesubstraten in Abhängigkeit des Herstellungsverfahrens?

Wie ist die mikrobielle Aktivität, Nitrifikation und die Lebensraumfunktion für Regenwürmer und Pflanzen von Biokohlesubstraten im Vergleich zu den ursprünglich im Botanischen Garten verwendeten Pflanzsubstraten und zu Komposten im Allgemeinen zu beurteilen?

Sind die Ergebnisse der ausgewählten biologischen Tests vergleichbar?

Zur Ableitung von Qualitätskriterien für Biokohlekomposte werden die Ergebnisse der biologischen Tests für Komposte mit denen von Biokohlekomposten verglichen und Referenzmaterialien als Beurteilungsmaßstab herangezogen.

2. Im zweiten Teilvorhaben wird untersucht, welche Wirkung die Zugabe von Biokohlekompost auf die Bodenqualität hat. Im Speziellen ist es das Ziel dieser Arbeit die Effekte der Biokohlekompostanwendung hinsichtlich der Lebensraumfunktion von Böden zu ermitteln. Folgende Variablen wurden dabei berücksichtigt:

- Zugabevariante
 - Biokohle
 - Biokohlekompost
 - Kompost

Es wird die kurzfristige Wirkung (unmittelbar nach Zugabe der Materialien) betrachtet, sowie die langfristige Wirkung nach 1, 3 und 4 Vegetationsperioden (VP)
- Entwicklung der mikrobiellen Parameter über die Versuchszeit (1, VP, 3, VP und 4 VP)

- Zugabemenge an Biokohlesubstrat im Boden (10, 25, 50 Vol.%)
- Zugabemenge der Biokohle im Substrat (0, 10 und 30 Vol.%)
- Einfluss der verwendeten Böden (chemische, physikalische & biologische Eigenschaften)

Folgende Fragestellungen werden im zweiten Teilvorhaben beantwortet:

Welche Wirkungen zeigen die verschiedenen Zugabevarianten (Biokohle, Biokohlesubstrat, Kompost) in verschiedenen Böden?

Welche Zugabevariante (BKS oder Kompost) zeigt die besten Ergebnisse?

Welchen Einfluss hat die Dauer der Einwirkung auf die Ergebnisse der verschiedenen Zugabevarianten?

Welche Wirkung zeigt eine ansteigende Menge an Biokohlesubstrat im Boden?

Welche Wirkung hat eine ansteigende Menge an Biokohle im Substrat auf die untersuchten Parameter?

Die Ergebnisse aus dem Teilvorhaben 1 werden mit denen des Teilvorhabens 2 verglichen. Es wird ermittelt ob positive biologische Produkteigenschaften (Komposteigenschaften) auch zu positiven Veränderungen der biologischen Qualität der untersuchten Böden führen.

2 Stand der Forschung

„Manche sagen, man solle Holzkohle dazu geben, andere bestreiten es; manche empfehlen etwas gelben Sand, weil er angeblich Eisen enthalte, andere warnen davor, aus dem einfachen Grund, weil er Eisen enthalte. Manche empfehlen wieder reinen Flusssand, andere ungemischte Torferde, wieder andere Holzsägespäne. Kurz, das Vorbereiten der Erde für den Samen ist ein großes Geheimnis und eine Zauberzeremonie (Capek, 1929)“.

2.1 Boden - Bodenfruchtbarkeit und Bodenqualität

2.1.1 Begriffsdefinitionen

Der Begriff **Bodenfruchtbarkeit** (Ertragsfähigkeit, Produktivität) wird in der Literatur vielfältig diskutiert (Dabbert, 1994), (Patzel, et al., 2000). Gisi, et al. (1997) definieren Bodenfruchtbarkeit als " ... die Fähigkeit eines Bodens, Frucht zu tragen, d.h. den Pflanzen als Standort zu dienen und nachhaltig regelmäßige Pflanzenerträge von hoher Qualität zu erzeugen". Nach Ottow (2011) bestimmen folgende Bodeneigenschaften die Bodenfruchtbarkeit:

1. die Mächtigkeit des Bodens und sein durchwurzelbarer Raum
2. eine gute Bodenstruktur mit einem optimalen Luft-Wasser-Wärme-Haushalt und eine hohe Wasserkapazität
3. die Konzentration, Verfügbarkeit und Nachlieferungsgeschwindigkeit von löslichen Nährstoffen

Die Bodenstruktur kann durch eine standortgerechte Bodenbearbeitung, eine geeignete Fruchtfolge, eine mineralische oder organische Düngung verbessert werden. Punkt drei wird stark durch die mikrobiologische Biomasse und Aktivität beeinflusst, die wiederum durch eine standortgerechte Bodenbearbeitung, eine geeignete Fruchtfolge, mineralische oder organische Düngung gefördert wird. Die **Bodenqualität** bezeichnet nach Ottow (2011) die Eignung eines bestimmten Bodens ... die Pflanzen- und Tierproduktion, die Qualität von Wasser und Luft sowie die Gesundheit von Mensch und Tier zu erhalten und zu fördern.“ Zu den Eigenschaften, die die Bodenqualität maßgebend bestimmen gehören (Ottow, 2011):

- physikalische Eigenschaften (Textur, Struktur, Dichte, Aggregatstabilität)
- chemische Eigenschaften (C_{org} , KAK, WHK, Pufferkapazität, hoher Anteil an austauschbaren und mineralisierbaren Nährstoffen)
- biologische Eigenschaften (insbesondere eine hohe mikrobielle Biomasse mit einer breiten genetischen und funktionellen Diversität)

2.1.2 Organische Düngung und deren Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit und Bodenqualität

Böden die immer wieder mit organischen Substraten versorgt werden z.B. direkt durch Stallmist, Kompost, Gründüngung oder z.B. indirekt durch düngungsbedingte erhöhte Wurzelmassenbildung,

mehrgliedrige Fruchtfolgen, Fruchtwechsel entwickeln für die Produktivität günstige positive biologische und chemisch-physikalische Bodeneigenschaften, die die Produktivität erhöhen. Des Weiteren verfügen diese Böden über eine hohe funktionelle Elastizität (Saison, et al., 2005).

Nach Reeves (1997) ist die Erhaltung des Bestandes an organischen Kohlenstoff ausschlaggebend für die Bodenqualität. Regelmäßige organische Düngungen führen nach Ottow (2011) nicht nur zu positiven physikalischen Eigenschaften (z.B. Bodenstruktur, Luft-Wasser-Wärme-Haushalt, Wasserkapazität, Aggregatstabilität, durchwurzelbarer Raum) sondern auch zu verbesserten chemischen Merkmalen (KAK, Menge, Verfügbarkeit und Nachlieferungsgeschwindigkeit an Nährstoffen, Bildung von Ton-Humus-Komplexen, Pufferkapazität etc.). Des Weiteren führen sie zu Erhöhungen der mikrobiellen Biomasse, Diversität und gesteigerten biologischen Aktivitäten, besonders zu Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungen. Zahlreiche Autoren berichten über die Herausbildung komplexer Lebensgemeinschaften und Nahrungsketten mit hoher Diversität und breiter multipler Funktionalität (Brussaard, et al., 1997), (Simek, et al., 1999), (Doran, et al., 2000), (Girvan, et al., 2005), (Govaerts, et al., 2007). Dieses beinhaltet ebenfalls eine hohe ökophysiologische Elastizität, ein rasches Regenerationsvermögen, eine hohe Belastbarkeit, und ein starkes suppressives Potential.

2.1.3 Bedeutung der Bodenbiologie

Aufgaben der Bodenorganismen

Bodenorganismen tragen in hohem Maße zur Qualität eines Bodens bei. Sie haben, durch ihre Ab-, Umbau- und Transformationsprozesse einen entscheidenden Einfluss auf die Nährstoffnachlieferung und damit die Fruchtbarkeit von Böden und Substraten. Sie steuern wesentliche Stoffkreisläufe wie den Kohlenstoff-, Stickstoff- und Schwefelkreislauf. Des Weiteren tragen Bodenorganismen wie Regenwürmer durch ihre wühlende Tätigkeit zur Lockerung der Böden und damit zur Verbesserung der physikalisch-chemischen und biologischen Bodeneigenschaften und damit schließlich zur erhöhten Fruchtbarkeit von Böden bei (Amlinger, et al., 2006), (Ottow, 2011).

In Abb. 2.1 sind die durch Bodenorganismen ausgelösten Prozesse der Bereitstellung von Nährstoffen dargestellt.

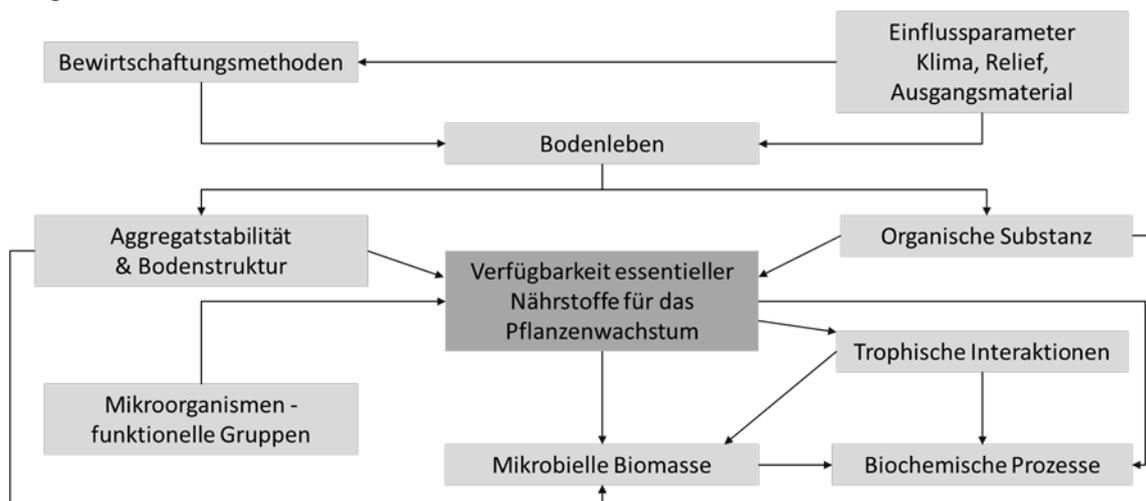


Abb. 2.1: Modell für die durch Bodenorganismen bewirkten Prozesse der Bereitstellung von Pflanzennährstoffen (verändert nach Van-Camp, et al. (2004).

Einfluss von Dünger

Das Funktionieren dieses Systems ist allerdings abhängig von ausreichend verfügbaren Kohlenstoffquellen. Steht einem Boden nicht genügend organisches Material zur Verfügung muss dem Boden organische Substanz zugeführt werden z.B. über Wirtschaftsdünger oder Kompost (Amlinger, et al., 2006).

Mikrobielle Populationen reagieren sehr empfindlich auf Änderungen ihrer Lebensbedingungen. Die Zufuhr von organischem Material in Form von organischen Düngern und Ernterückständen führt zu einem Anstieg der mikrobiellen Aktivität und Biomasse (Amlinger, et al., 2006). Tab. 2.1 zeigt deutlich das Potential von Kompost zur Erhöhung der biologischen Aktivität eines Bodens.

Tab. 2.1: Populationen von Bakterien und Pilzen in Böden und Kompost, verändert nach EPA (1998)

Material	Bakterien ($10^6 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$)	Pilze ($10^3 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$)
Fruchtbarer Boden	6-46	9-46
Reifer Grüngutkompost	417	155

In Abb. 2.2 ist der Zusammenhang zwischen organischer Substanz, organischer Düngung und Mikrobiologie dargestellt.

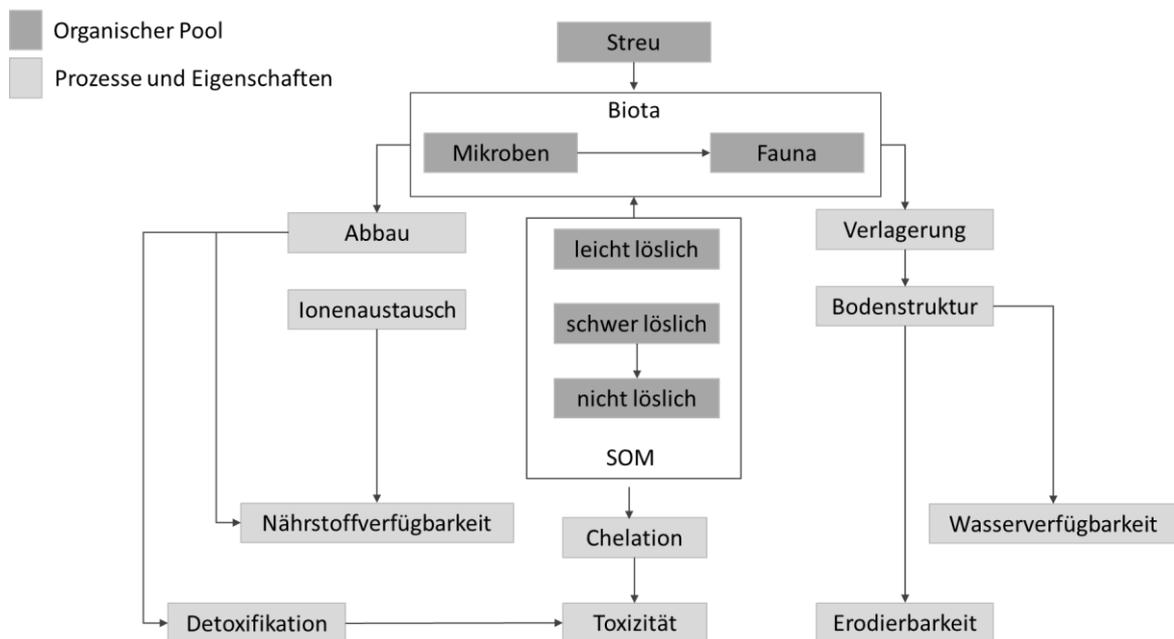


Abb. 2.2: Beziehung zwischen organischer Bodensubstanz und Bodenleben, (Elliot, 1997)

Die organische Düngung, besonders die Einbringung von Kompost spielt für die Entwicklung der mikrobiellen Leistungsfähigkeit eines Bodens in folgenden Punkten eine Rolle:

1. Optimierung des Lebensraumes (Wasser und Lufthaushalt, Vergrößerung der spezifischen Oberflächen für die Bildung von Haftwasserfilmen als Lebensraum für Bakterienkolonien u.a.
2. Einbringung von Nahrungssubstrat, welches das bakterielle Wachstum und in der Folge die enzymatische Aktivität fördert
3. direktes Einbringen von Mikroorganismenpopulationen in den Boden

2.1.4 Rechtliche Regelungen - Untersuchungsmethoden und Qualitätskriterien für Böden

Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) und Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV)

Das Bundes-Bodenschutzgesetz (1998) ist die gesetzliche Grundlage des Bodenschutzes in Deutschland. Nach § 1 ist es Zweck des Gesetzes „nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen“. Bei Einwirkungen auf den Boden sollen Beeinträchtigungen seiner Funktionen so weit wie möglich vermieden werden. Bodenfunktionen sind nach § 2 natürliche Funktionen, Funktionen als Archiv der Natur und Kulturgeschichte und Nutzungsfunktionen.

Ergänzt wird das BBodSchG durch die Bundes-Bodenschutzverordnung (1999), die unter anderem Angaben zu Anforderungen an Untersuchung und Bewertung von Verdachtsflächen und altlastenverdächtigen Flächen macht, sowie Vorschriften zur Vorsorge, Gefahrenabwehr und Sanierung trifft als auch Methoden (Anhang 1) und Bodenwerte (Anhang 2) zur Umsetzung der gesetzlichen Vorgaben aufführt.

In der Bundes-Bodenschutzverordnung sind für verschiedene Wirkungspfade je nach Nutzungsart Prüfwerte und Maßnahmenwerte zur Bodenqualitätsbewertung festgelegt. Vorsorgewerte sind unabhängig eines Schutzziels bzw. Wirkungspfades geregelt. Ihr Überschreiten zeigt an, das die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Ein Überschreiten von Prüf- und Maßnahmenwerten zeigt an, das ein bestimmtes Handeln notwendig wird. In Tab. 2.2 ist eine Zusammenfassung der Parameter gegeben zu denen je nach Wirkungspfad differenziert nach Nutzungsart in der (BBodSchV, 1999) Prüf- und Maßnahmenwerte festgelegt sind.

Tab. 2.2: Zusammenfassung der Parameter für die Prüf- und Maßnahmenwerte für verschiedene Wirkungspfade je nach Nutzungsart festgelegt sind (BBodSchV, 1999)

Wirkungspfad	Boden-Mensch		Boden-Pflanze		Boden-Grundwasser
	Maßnahmenwerte	Prüfwerte	Maßnahmenwerte	Prüfwerte	Prüfwerte
Nutzungen	Kinderspielflächen Wohngebiete Park- und Freizeitanlagen Industrie- und Gewerbegrundstücke		Ackerbau Nutzgarten Grünland		
Parameter	PCDD/F	As, Pb, Cd, Cyanide, Cr, Ni, Hg, Aldrin, B(a)P, DDT, Hexachlor- benzol, HCH- Gemisch oder Beta-HCH, Pentachlor-	Cd nur für Grünland: As, Pb, Cu, Ni, Hg, Tl, PCB	Ackerbau und Nutzgarten (Pflanzenqua- lität): As, Pb, Hg, Tl, B(a)P Ackerbau	Sb, As, Pb, Cr _{ges} , Chromat, Co, Cu, Mo, Ni, Hg, Se, Zk, Zn, Cyanid _{ges} , Cyanid leicht freisetzbar, Fluorid, MKW, BTEX, Benzol, LHKW, Aldrin,

Stand der Forschung

Wirkungspfad	Boden-Mensch		Boden-Pflanze		Boden-Grundwasser
		phenol, PCB		(Wachstumsbeeinträchtigungen) As, Cu, Ni, Zn	
					DDT, Phenole, PCB, PAK, Naphthalin

Die Tab. 2.3 stellt als Überblick die Analysenparameter der Vorsorgewerte nach BBodSchV für Metalle und organische Stoffe vor.

Tab. 2.3: Zusammenfassung der Parameter für die Vorsorgewerte festgelegt sind (BBodSchV, 1999)

Schadstoffgruppen	Parameter	Böden
Metalle	Cd, Pb, Cr, Cu, Hg, Ni, Zink	Bodenart: Ton, Lehm/Schluff und Sand → je kleiner das Korn desto höher der Wert
Organische Schadstoffe	PCB, B(a)P, PAK	Humusgehalt: > 8% oder ≤ 8% → bei hohem Humusgehalt höherer Vorsorgewert

Aus den dargestellten Tabellen Tab. 2.2 und Tab. 2.3 wird ersichtlich, dass die BBodSchV (1999) die Bodenqualität anhand der Gehalte/Konzentrationen einer festgelegten kleinen Auswahl von organischen Stoffen und Schwermetallen beurteilt (Römbke, et al., 2006). Auch einzelne Landesgesetze und andere rechtliche Vorgaben zur Beurteilung von Böden und Bodensubstraten wie z. B. die „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Abfällen – Technische Regeln“ der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall LAGA M20 (2003) verfahren ebenso.

Wertgebende Eigenschaften wie z.B. die Höhe der organischen Substanz, der pH-Wert oder eine hohe mikrobiologische Diversität eines Bodens finden bei der Bodenqualitätsbewertung nach den gesetzlichen Vorgaben keine Beachtung, beziehungsweise werden lediglich dafür genutzt die Grenzen für Schadstoffgehalte differenzierter festzulegen (Metalle: Höhe der Vorsorgewerte ist abhängig von der Bodenart, organische Stoffe: Höhe Vorsorgewerte ist abhängig vom Humusgehalt).

2.1.5 Biologische Untersuchungsmethoden zur Bewertung der Bodenqualität

„The quantity and diversity of microorganisms, their metabolic reactions and interactions with fauna and flora can be regarded as the most important criterion of soil quality“ (Oberholzer, et al., 1999)

Einführung

Bisher gibt es nur wenige rechtliche Vorgaben zum Schutz der Bodenorganismen. In § 2 BBodSchG heißt es u.a. das die natürlichen Funktionen des Bodens als Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen zu schützen sind. Ihr Schutz sollte sich sowohl auf die Struktur der Organismengemeinschaften (z.B. Artenzusammensetzung) beziehen, als auch auf die Funktion der Organismengemeinschaften (z.B. Abbau von org. Stoffen) (Römbke, et al., 2013). Allerdings fehlen Vorgaben zur Umsetzung des Schutzes von Bodenorganismen.

Grundsätzlich lässt sich die Bodenqualität schwer quantifizieren (Oberholzer, et al., 1999). Eine Beschreibung sollte aber durch physikalische, chemische und biologische Tests erfolgen. Die biologischen Eigenschaften eines Bodens sind das direkte Resultat der chemischen und physikalischen Einflüsse über einen bestimmten Zeitraum. Daher sind besonders biologische Parameter Indikatoren für kurz-, mittel-, und langfristige Veränderungen der Bodenqualität (Oberholzer, et al., 1999).

Bioindikatoren

Bodenorganismen als Bioindikatoren kommen in folgenden Bereichen eine Bedeutung zu (Scheffer, et al., 2010):

- Einfluss von Kulturmaßnahmen auf Bodenorganismen (mineralische und organische Düngung, Bodenbearbeitung wie Pflügen und Grubbern, Pflanzenschutzmittel)
- Einfluss von Schadstoffen (Schwermetalle, organische Schadstoffe)
- Untersuchungen zum Klimawandel

Nach Ottow (2011) gibt es folgende vier Gruppen biologischer Indikatoren:

1. Indikatoren zur Beurteilung von Umfang und/oder Diversität der mikrobiellen Biomasse: **Cmic** und **Nmic**, Dehydrogenaseaktivität, PLFA- und FAME-Profile, DNA-Gehalt sowie T/DGGE- und T-RFLP-Profile der amplifizierten 16S-rDNA-Gene in Bodenextrakten
2. Indikatoren zur Bewertung von potentiellen katabolischen Leistungen (**Bodenatmung**, N-Mineralisierung, **Nitrifikation**, Denitrifikation, Eisenreduktion etc.)
3. Indikatoren zum Nachweis spezifischer Organismen und funktioneller Leistungen (ausgewählte Schlüsselorganismen des N-Kreislaufes (freilebende N₂-Fixierer, Nitrifikanten, Denitrifikanten etc.), arbuskuläre Mykorrhizapilze in Pflanzenwurzeln etc.)
4. Indikatoren auf der Basis von funktionellen Gruppen von Bodentieren mit speziellen Ökosystem-Leistungen (Protozoen, Nematoden, **Regenwürmer** etc.)

Auswahl biologischer Testverfahren

Tests zur Beurteilung der biologischen Bodenqualität sollten einzelfallspezifisch und anwendungsbezogen ausgewählt werden. Es ist eine Testbatterie zu nutzen, um der Komplexität des Ökosystems Boden gerecht zu werden.

Einige wichtige Kriterien für die Auswahl von biologischen Verfahren sind (DIN ISO 15799 (2004), DIN ISO 17616 (2009), Fleischmann (2000), Kördel (2000)):

- hohe Akzeptanz/wissenschaftliche Validierung/hoher Standardisierungsgrad
- Praktikabilität in Bezug auf Ressourcen und Aufwand/gute Kosteneffizienz
- Empfindlichkeit
- ökologische Signifikanz
- Reproduzierbarkeit
- möglichst vielfältiger Einsatz
- Realitätsnähe und Übertragbarkeit auf Freilandverhältnisse

Diese Kriterien gelten auch für die Auswahl der auf der nächsten Seite beschriebenen ökotoxikologischen Tests.

Interpretation der Ergebnisse aus biologischen Tests

Die Interpretation der Ergebnisse erfolgt i.d.R. durch einen Vergleich verschiedener Varianten, z.B. der Zugabeart (Kompost vs. Biokohlekompost vs. NPK) oder der Bewirtschaftungsmethode. Die Interpretation zwischen den Ergebnissen verschiedener Standorte ist häufig schwierig, da Eigenschaften zwischen diesen Standorten variieren und sich untereinander beeinflussen.

Ökotoxikologische Testverfahren / Biologische Testverfahren

Ökotoxikologische Verfahren stammen aus der Chemikalienbewertung. Mit diesen Tests wird die Wirkung von Schadstoffen auf die Bodenqualität untersucht. Sie machen Aussagen zur Lebensraumfunktion und zur Rückhaltefunktion von Böden und Bodenmaterialien. Diese Verfahren werden in Anhängigkeit eines bestimmten Schutzgutes (z.B. Grundwasser, Pflanzen) eingesetzt. Biotests ergänzen dadurch die in der BBodSchV (1999) abgedeckten Wirkungspfade Boden – Mensch, Boden – Nutzpflanze, Boden - Grundwasser um den Wirkungspfad Boden - Bodenorganismen, der bei der Überprüfung der Lebensraumfunktion von Böden berücksichtigt wird.

Mit ökotoxikologischen Testverfahren wird die Wirkung eines Testguts auf einen Organismus geprüft. Dabei wird ein biologisches System (z.B. Zelle, Organ, Organismus, Population) zum Beobachten von Wirkungen für eine bestimmte Zeit dem Testgut (Boden, Bodeneluat) ausgesetzt (Maier, 1997). Für die Auswertung der beobachteten Wirkungen ist es nötig einen biologischen Endpunkt zu bestimmen (z.B. Wachstum, Reproduktion, Verhalten, Tod). Vergleicht man die Endpunktwerte mit und ohne Inkubation des Testorganismus mit dem Testgut erhält man als Maß für die Toxizität eines Testguts, gegenüber einem Testorganismus die Hemmwirkung einer Probe (Maier, 1997).

Unter der Rückhaltefunktion ist die Eigenschaft von Böden/Bodenmaterialien zu verstehen, Schadstoffe so zu absorbieren, dass diese nicht über den Wasserpfad mobilisiert und in die Nahrungskette verlagert werden können (DIN ISO 15799 (2004)). Die Rückhaltefunktion von Böden und Bodenmaterialien kann mit Hilfe von aquatischen Tests zum ökotoxischen und zum genotoxischen Potential bestimmt werden. Nach DIN ISO 15799 (2004) erfolgt die Überprüfung von über den Wasserpfad mobilisierbarer ökotoxischer Wirkungen durch wässrige Eluate, wobei die Wirkung dieser Eluate auf Organismen wie z. B. Algen, Leuchtbakterien oder Daphnien ermittelt wird. Die Ergebnisse der Eluattests werden im Wesentlichen von der Löslichkeit und Bioverfügbarkeit der Schadstoffe bestimmt.

Die Lebensraumfunktion ist laut DIN ISO 15799 (2004) die „Eigenschaft von Boden/Bodenmaterialien, als Lebensraum für Mikroorganismen, Pflanzen, Bodenlebewesen und deren Interaktionen (Biozönose) zu dienen“. Die Überprüfung der Lebensraumfunktion erfolgt durch terrestrische Tests an Organismen deren Lebensbereich eng mit dem Boden verbunden ist (DECHEMA, 2001), dazu zählen Mikroorganismen, Pflanzen und Bodentiere (z. B. Anneliden (u. a. Regenwürmer) oder Arthropoden (u. a. Springschwänze) (DIN ISO 15799 (2004)). Die Bewertung erfolgt anhand beispielhaft ausgewählter Organismen bzw. charakteristischer mikrobieller Enzymaktivitäten (DECHEMA, 2001).

Bislang gibt es folgende internationale Richtlinien zur Anwendung ökotoxikologischer Testverfahren bei der Bodenqualitätsbeurteilung:

- ISO 15799:2003-11 à DIN ISO 15799:2004-05 Bodenbeschaffenheit – Anleitung zur ökotoxikologischen Charakterisierung von Böden und Bodenmaterialien. Beuth Verlag. Berlin, Wien; Zürich.

- ISO 17616:2008-03 à DIN ISO 17616:2006/2009-11 Bodenbeschaffenheit – Anleitung für die Auswahl und Beurteilung von Bioprüfverfahren zur ökotoxikologischen Charakterisierung von Böden und Bodenmaterialien. Beuth Verlag. Berlin, Wien; Zürich.
- ISO 17402:2008-06 à E DIN ISO 17402:2007-12 Bodenbeschaffenheit - Anleitung zur Auswahl und Anwendung von Verfahren für die Bewertung der Bioverfügbarkeit von Kontaminanten im Boden und in Bodenmaterialien. (Beuth Verlag. Berlin, Wien; Zürich).

Detaillierte Zusammenfassungen zu ökotoxikologischen Testverfahren finden sich bei DECHEMA (1995), DECHEMA (2001), Hund-Rinke (2002) und Römbke, et al. (2006).

Die Auswahl der ökotoxikologischen Testverfahren zur Bewertung der Bodenbeschaffenheit erfolgt in Hinsicht auf die zukünftige Bodennutzung und des/der zugeordneten Schutzziels(e) sowie seiner Verwertung/Wiederverwendung. So wird beispielsweise der Lebensraumfunktion das Schutzziel Bodenorganismen zugeordnet (E DIN 17402).

Folgende Punkte sind bei der Auswahl der einzelnen Prüforganismen zur Zusammenstellung einer Testbatterie zu beachten (Harmsen, 2007):

- gute Kenntnisse der ökologischen Bedürfnisse der Testorganismen, besonders in Hinsicht auf die Bodeneigenschaften
- taxonomische und physiologische Gruppen um verschiedene Lebensformen und Aufnahmepfade (Wirkungspfade) abzudecken, z.B. Porenwasser oder Boden
- Anwendung verschiedener Endpunkte bei der Messung von Wirkungen (eingeschlossen Verhaltensweisen der Vermeidung) und der Akkumulation eines Kontaminanten

Zur Bewertung der Ergebnisse der biologischen Testverfahren dienen verschiedene Toxizitätskriterien. Zur Überprüfung der Rückhaltefunktion sind LID-Werte festgelegt. Ein LID-Wert bezeichnet den Verdünnungsfaktor, bei dem der Tests eine ökotoxikologisch relevante Reduktion ergibt, z.B. eine 20 %-ige Hemmung der Lichtemission beim Leuchtbakterientest (DIN ISO 17616 (2009)). Eine Überschreitung auch nur eines Tests gibt an, dass die Schutzfunktion des Bodens hinsichtlich des Grundwassers nicht mehr erfüllt ist. Toxizitätskriterien zur Beurteilung der Lebensraumfunktion variieren je nach angewandtem Test. Beispiele sind eine Reproduktionshemmung > 50 % oder eine Mortalität > 20 % bei der Art *Eisenia fetida*. Bei mehreren positiven Prüfergebnissen ist die Lebensraumfunktion des Bodens deutlich eingeschränkt. Nur ein positives Ergebnis reicht nicht für diese Aussage, in einem solchen Fall sind zusätzliche Parameter (z.B. Bodenart, pH-Wert) in die Bewertung einzubeziehen. In der DIN ISO 17616 (2006/2009) sind genormte Biotests zur Bewertung des ökotoxischen und genotoxischen Potenzials von wasserextrahierbaren Bestandteilen in kontaminierten Böden/Bodenmaterialien sowie Tests zur Prüfung der Lebensraumfunktion mit ihren jeweiligen Endpunkten und Toxizitätskriterien vorgeschlagen. Eine Mindesttestbatterie für oben genannte Zwecke ist Bestandteil dieser Auflistung.

2.2 Kompost – Düngung und Bodenverbesserung

2.2.1 Kompost und Kompostierprozess

Kompost ist ein humusreiches Rotteprodukt aus organischen Abfällen (www.bodenwelten.de, 2019).

Während der Kompostierung wird organisches Material von verschiedenen Mikroorganismen (Bakterien, Actinomyceten, Pilzen) zersetzt. Durch den biologischen Abbau entstehen CO_2 , NH_3 , H_2O und Wärme (Bernal, et al., 2009). Während des Kompostierprozesses kann es unter anaeroben Bedingungen auch zu N_2O - und CH_4 -Verlusten kommen. Der Kompostierprozess verläuft in verschiedenen Phasen (Abb. 2.3):

1. Abbauphase/ thermophile Phase
2. Umbauphase/ mesophile Phase
3. Aufbauphase/ Abkühlungs- oder Reifephase

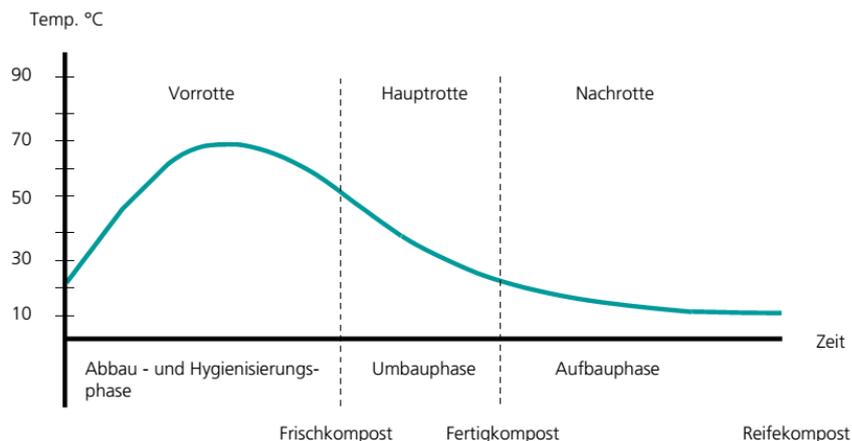


Abb. 2.3: Phasen der Kompostierung (www.logidatatech.com, 2019)

Die erste Phase der Kompostierung beginnt mit einer Vielfalt an hauptsächlich mesophilen Bakterien, Pilzen und Actinomyceten. Diese bauen leicht verdauliche, lösliche Stoffe wie Eiweiße, Zucker und Glycerin ab und produzieren dabei Wärme. In der Hochtemperaturphase (beginnt um 50°C) sterben die mesophilen Mikroorganismen ab. Thermophile Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Actinomyceten) beschleunigen den Abbau weiterer energiereicher Bestandteile der organischen Substanz (Eiweißsubstanzen, Zellulosen, Hemizellulosen, Pektine). In der Umbauphase kühlt der Rottekörper aus ($<45^\circ\text{C}$). Hier dominieren wieder mesophile Organismen, die weiter Zellulose und Holzstoff abbauen. Es kommt auch zur Bildung von Huminstoffen. Die Abkühlungs- und Reifephase wird auch als Aufbauphase bezeichnet. Sie ist gekennzeichnet durch das Einwandern einer Vielzahl von Bodentieren und des Kompostwurms, welche die mineralischen und organischen Bestandteile vermengen (Krümelbildung).

Es wird deutlich, dass der Kompostierprozess ein exothermer Stoffwechselfvorgang ist, mit einer sukzessiven Population an Mikroorganismen, die das angebotene Substrat bei ausreichendem Sauerstoffpartialdruck ab- und zu spezifischen Stoffwechselprodukten umbauen (Amlinger, et al., 2006).

Nach dem Rottegrad wird zwischen Frisch- und Fertigkompost unterschieden. Frischkompost enthält noch Anteile an leicht zersetzbarer organischer Substanz und wirkt stimulierend auf das Bodenleben. Allerdings ist er ungeeignet zur Aufzucht von Jungpflanzen, da er aufgrund hoher Salz- und Nährstoffgehalte (Gajalakshmi, et al., 2008) die Samenkeimung hemmt und zur Schädigung der Jungpflanzen führt. Der Fertigkompost zeichnet sich durch eine niedrige Mineralisierungsrate aus. Er ist ein Humuslieferant, der nur noch langsam umgesetzt wird. Er stellt eine nachhaltige langsam fließende Nährstoffquelle dar (www.bodenwelten.de, 2019). Neben dem Rottegrad sind auch die Struktur, Herkunft oder der Nährstoffgehalt Unterscheidungskriterien für Kompost. Beispielsweise kennzeichnet sich ein Substratkompost durch seine geringe Körnung und seinen niedrigen Salzgehalt.

2.2.2 Vom Bioabfall zum Kompost

Seit 1990 hat es einen deutlichen Anstieg von getrennt erfassten Bioabfällen im Rahmen der Siedlungsabfallentsorgung gegeben. So war ein wesentliches Ziel der „Technischen Anleitung Siedlungsabfall“ (TASi, 1993-1999) nicht vermeidbare Abfälle so weit wie möglich zu verwerten. Dieses beinhaltete auch, das biologisch abbaubare organische Abfälle mit geringem Schadstoffgehalt soweit wie möglich kompostiert und vermarktet werden (Hund, et al., 1999). Im Jahr 1990 lag die Menge getrennt erfasster Bioabfälle bei weniger als eine Million Tonnen. Danach waren es mehrere Jahre ca. zwölf Millionen Tonnen. Die mit dem Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG, 2017) eingeführte Pflicht zur getrennten Bioabfallsammlung aus Privathaushalten (Inkrafttreten 01.01.2015) führte zu einem weiteren Ansteigen getrennt gesammelter Bioabfälle. Laut der Abfallstatistik von 2016 wurden in Deutschland ca. 14,1 Millionen Tonnen biologisch abbaubare Abfälle in Kompostierungsanlagen (rund 7,5 Millionen Tonnen) sowie Vergärungsanlagen und Biogasanlagen (rund 6,6 Millionen Tonnen) behandelt (www.bmu.de_1, 2019). Diese Abfälle setzten sich nach der Abfallstatistik von 2016 wie folgt zusammen (Statistisches Bundesamt, 2018):

- Biotonneninhalte
- Garten- und Parkabfälle
- Marktabfälle
- weitere biologisch abbaubare Abfälle aus verschiedenen Herkunftsbereichen

Bundesweit gibt es gegenwärtig 1.144 Kompostierungs- und Vergärungsanlagen, in denen biologisch abbaubare Abfälle behandelt beziehungsweise mitbehandelt werden. Diese unterteilen sich in (Statistisches Bundesamt, 2018):

- 214 Bioabfallkompostierungsanlagen
- 635 Grünabfallkompostierungsanlagen
- 295 Vergärungsanlagen (Biogasanlagen, einschließlich kombinierte Vergärungs- und Kompostierungsanlagen)

Aus den Bioabfällen wurden im Jahr 2016 rund 4,1 Millionen Tonnen Komposte und rund 3,6 Millionen Tonnen Gärsubstanzen hergestellt.

2.2.3 Einsatzbereiche von Komposten und Wirkung in Böden

Nach Angaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) wurde der Kompost 2015 wie in Abb. 2.4 dargestellt verwendet.

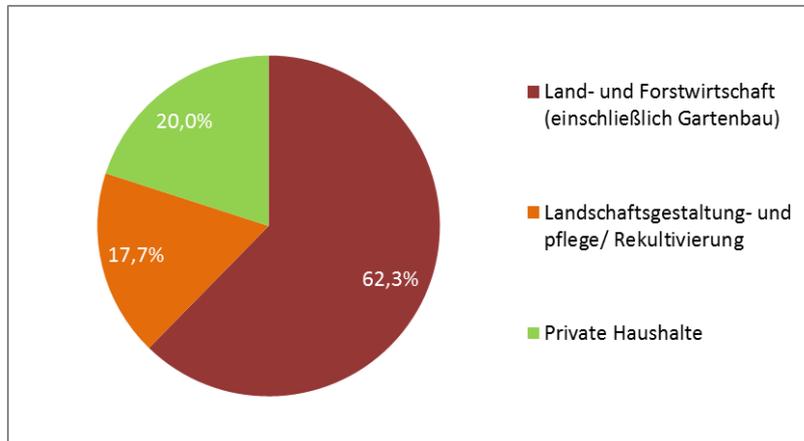


Abb. 2.4: Verwertung Kompost (www.bmu.de_3, 2019)

Dem Internetauftritt des BMU ist auch Abb. 2.5 zu den Absatzbereichen für gütegesicherte Komposte entnommen:

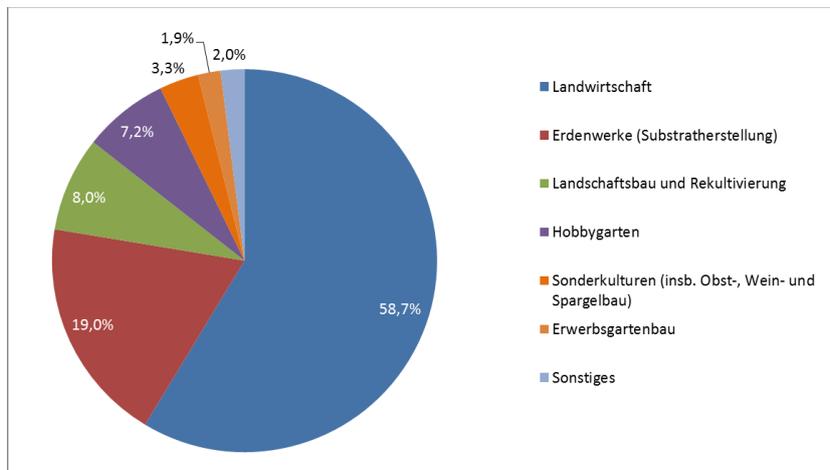


Abb. 2.5: Absatzbereiche für gütegesicherte Komposte (www.bmu.de_3, 2019)

Diese Abbildung umfasst Komposte aus Anlagen die der RAL-Gütesicherung angeschlossen sind (RAL Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichen e.V. (Angaben für 2016).

Nach den Abbildungen Abb. 2.4 und Abb. 2.5 werden ungefähr Zwei-Drittel der produzierten Komposte in der Land- und Forstwirtschaft eingesetzt. Ihre Wirkung auf die Böden und die Bodenorganismen ist daher von hoher Bedeutung.

Wirkung von Kompost im Boden

Die aus Bioabfällen hergestellten Komposte enthalten alle wichtigen Pflanzennährstoffe und leisten einen wesentlichen Beitrag zur Humusversorgung von Böden. Sie verbessern die Bodenstruktur und erhöhen damit die Wasserhaltekapazität und Sauerstoffversorgung eines Bodens. (Bertoldi, et al.,

1983). Zusätzlich haben sie einen positiven Einfluss auf die Erosion und Verdichtung von Böden. Durch die Kompostanwendung wird Mineraldünger in der Landwirtschaft, im Erwerbsgartenbau und im Landschaftsbau eingespart. Mit der Produktion und dem Einsatz von Komposten werden somit Stoffkreisläufe geschlossen und Ressourcen geschont (www.umweltbundesamt.de, 2019; LfL, 2013).

Folgende Ergebnisse zur Wirkung von Kompost auf die **mikrobielle Aktivität und Biomasse** wurden bei Amlinger, et al. (2006) dargestellt:

Bei Amlinger, et al. (2006) sind die wichtigsten Aussagen zur Wirkung der Kompostanwendung für die Mikrobiologie und die Fauna wie folgt zusammengefasst:

1. Mikrobielle Parameter:

- generell höhere biologische Aktivität (Mäder, et al., 2000), (Schwaiger, et al., 1996)
- meist Erhöhung der mikrobiellen Biomasse (Bode, 1998), (Mäder, et al., 2000), (Leita, et al., 1999)
- Erhöhung der Dehydrogenaseaktivität (Poletschny, 1995)
- meist Erhöhung der Proteaseaktivität (Schwaiger, et al., 1996)
- meist Steigerung der Urease (Schwaiger, et al., 1996)
- SIR und β -Glucosidase: stufenförmige Erhöhung gegenüber der ungedüngten Parzellen mit steigenden Kompostgaben (Bode, 1998), (Schwaiger, et al., 1996)
- Respiration: signifikante Aktivitätserhöhung (Schwaiger, et al., 1996)

2. Fauna

- höhere Artenzahl durch Kompostdüngung (Mäder, et al., 2000):
- höherer Regenwurmbesatz durch Kompostdüngung (Mäder, et al., 2000):

Die mikrobielle Biomasse steigt nach der Kompostdüngung deutlich an. Allerdings nimmt sie danach schnell wieder ab, wenn die leicht abbaubaren organischen Substanzen verbraucht sind. Bei Kögel-Knabner, et al. (1996) lag sie innerhalb eines Jahres wieder auf Höhe der Ausgangsmenge. Für die Höhe der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität sind daher zwei Formen der organischen Substanz entscheidend:

- Eine kurzfristige Wirkung wird durch organisches Material mit einem hohen Anteil an leicht abbaubaren Komponenten erreicht.
- Eine langfristige Wirkung der organischen Düngung muss den Gehalt an organischer Substanz im Boden erhöhen, da diese eine ständige Nahrungsquelle für Mikroorganismen darstellt.

Eindeutig positiv reagiert die **Abundanz der Regenwürmer** auf die Zufuhr von organischem Dünger: Gülle (Bode, 1998), Stallmist (Whalen, et al., 1998), Kompost (Hartl, et al., 1998), (Christiaens, et al., 2003). Auch bei Perèz, et al (1998) führte die Kompostdüngung zu einer Erhöhung der Artenzahl. Die **Mesofauna** wird ebenfalls positiv durch die Zufuhr organischer Dünger beeinflusst. Idinger, et al. (1997) berichten über eine Zunahme von Collembolen, Saprophagen, Nematoden. Begründet wurde die Zunahme mit einer Zuführung dieser Arten mit dem Kompost und mit der Förderung der Vermehrung durch die zugeführte organische Substanz. Auch die Zahl der Arthropoden und einiger Parasiten nahm zu, da diese als Prädatoren von der höheren Beutedichte profitieren. Zusätzlich führt die Erhöhung des Regenwurmbesatzes auch zu einer Förderung der Mesofauna. Da Nahrungsreserven durch die Regenwürmer mobilisiert werden und sie einen positiven Einfluss auf das Porenvolumen (Luft-Wasserhaushalt) haben. Zusätzlich bieten sich auch die Regenwurmporen als Lebensraum für diese Tiere an (Hamilton, et al., 1989), (Loranger, et al., 1998).

Amlinger, et al. (2006) stellen aber auch heraus, dass eine konventionelle Bewirtschaftung mit dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, die generell toxisch sind, zu einer Reduzierung der Bodenpopulationen führt. Daher ist ein Vergleich zwischen biologischer und konventioneller Bewirtschaftung schwierig.

2.2.4 Rechtliche Regelungen - Untersuchungsmethoden und Qualitätskriterien für Kompost

Aus Sicht des Bodenschutzes ist gemäß **Bundes-Bodenschutzgesetz** (BBodSchG, 1998) zu fordern, dass die natürlichen Bodenfunktionen

- Lebensraumfunktion
- Regelungsfunktion (Speicher, Filter, Puffer, Stoffumwandlung)
- Produktionsfunktion

erhalten und gefördert werden (Hund, et al., 1999)

Die Nützlichkeit einer Abfallverwertung setzt voraus, dass zumindest eine Bodenfunktion nachweislich positiv beeinflusst wird. Dies ist bei Komposten als Bodenverbesserungs- und Düngemittel gegeben (Tab. 2.4).

Tab. 2.4: Inhaltsstoffe von biogenen Abfällen, die die Nützlichkeit ihrer Verwertung als Bodenverbesserungs-/Düngemittel begründen können, sowie mittlere Gehalte in Fertigungskomposten aus Bioabfall (Delschen, et al., 1996)

Inhaltsstoff	Bedeutung im Boden	Positive Wirkung v.a. auf Bodenfunktionen	Durchschnittlicher Gehalt in 1t Kompost TM *
Organische Substanz	Nährhumus für Bodenorganismen Dauerhumus	Lebensraumfunktion Regelungsfunktion durch Erhöhung der Filter, Speicher und Pufferkapazität	350 kg
Pflanzennährstoffe	Erhöhung des Nährstoffversorgungszustandes	Produktionsfunktion Lebensraumfunktion (u.U.)	11 kg N 7 kg P ₂ O ₅ 12 kg K ₂ O 4 kg MgO Spurenelemente
Basisch wirksame Stoffe	Erhöhung/Stabilisierung des Boden-pH	Produktionsfunktion Regelungsfunktion Lebensraumfunktion (u.U.)	30 kg CaO

*Angaben nach (LAGA-M10, 1995)

Der Nutzen der Kompostanwendung setzt eine bestimmte Qualität des Produkts voraus. Nach Kehres (1991) wird die Kompostqualität gewährleistet durch eine:

- getrennte Erfassung der Kompostrohstoffe (Konzept der Grüngutsammlung)

- Mischung der Rohmaterialien
- leistungsfähige Verfahrenstechnik (Kompostiersystem und Rotteführung)
- Kontrolle der Produktqualität
- Lagerung des Endmaterials

Die Qualität von Kompost wird durch eine Summe unterschiedlicher Merkmaleigenschaften charakterisiert. Die Ausprägung der Eigenschaften ist abhängig von den Kompostrohstoffen und dem angewendeten Kompostierverfahren (LAGA-M10, 1995). Je nach Anwendungszweck können einzelne Merkmaleigenschaften verschieden stark gewichtet werden (Kehres B, 1991). Deshalb sollten die für die verschiedenen Anwendungen relevanten Eigenschaften deklariert werden (LAGA-M10, 1995).

Grundsätzliche Qualitätsanforderungen sind (Kehres, 1991):

- hygienische Unbedenklichkeit
- Eignung im vorgesehenen Anwendungsbereich
- bekannter Gehalt an wertgebenden Inhaltstoffen
- niedriger Gehalt an potentiellen Schadstoffen
- ansprechender Gesamteindruck
- gleichbleibende Produktqualität

Dabei sollten besonders wertgebende Inhaltsstoffe bekannt sein (deklariert werden) und unerwünschte Inhaltsstoffe tolerierbare bzw. zulässige Gehalte nicht überschritten werden. Dazu gibt es nachfolgende Regelungen.

Ein wesentliches Ziel des **Kreislaufwirtschaftsgesetzes** (KrWG, 2017) ist es, biologisch abbaubare organische Abfälle zu kompostieren und zu vermarkten. Gleichzeitig zielt das **Bundes-Bodenschutzgesetz** (BBodSchG, 1998) darauf ab, dass diese Produkte keine untolerierbar hohen Schadstoffgehalte aufweisen und diese so in die Umwelt gelangen (Hund, et al., 1999). Die Anforderungen an das Aufbringen und Einbringen von Materialien auf oder in den Boden regelt § 12 der BBodSchV. Diese Anforderungen gelten für Bodenmaterial, Baggergut, Gemische von Bodenmaterial und Baggergut mit Bioabfällen und Klärschlamm. So fällt auch die Aufbringung von Kompost unter diesen Paragraphen. Grundsätzlich gilt, dass schädliche Bodenveränderungen nicht hervorgerufen werden dürfen und zusätzlich mindestens eine Bodenfunktion gesichert oder wiederhergestellt werden muss. Um schädliche Bodenveränderungen zu vermeiden, sind in der **Bundes-Bodenschutzverordnung** (BBodSchV, 1999) Vorsorgewerte für Metalle und organische Stoffe festgelegt (siehe Kapitel 2.1.4).

Tab. 2.5: Vorsorgewerte für Metalle [mg/kg TS]

Böden	Bodenart Ton	Bodenart Lehm/Schluff	Bodenart Sand
Cadmium	1,5	1	0,4
Blei	100	70	40
Chrom	100	60	30
Kupfer	60	40	20
Quecksilber	1	0,5	0,1
Nickel	70	50	15
Zink	200	150	60

Tab. 2.6: Vorsorgewerte für organische Stoffe [mg/kg TS]

Böden	Humusgehalt > 8 %	Humusgehalt ≤ 8%
PCB	0,1	0,05
Benzo(a)pyren	1	0,3
PAK	10	3

Bei einem Überschreiten dieser Werte ist von der Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung auszugehen.

Bei landwirtschaftlicher Folgenutzung dürfen die Schadstoffgehalte in der entstandenen durchwurzelbaren Bodenschicht 70 % der Vorsorgewerte nicht überschreiten. Für landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzte Flächen ist auch zu beachten, dass deren Ertragsfähigkeit nachhaltig zu sichern oder wiederherzustellen ist. Grundsätzlich ist die Nährstoffzufuhr durch das Auf- und Einbringen von Materialien in oder auf den Boden nach Menge und Verfügbarkeit der Folgevegetation anzupassen.

In der **Bioabfallverordnung** (BioAbfV, 2017) sind die Anforderungen an die Beschaffenheit und Qualität von Komposten und Gärresten aus Bioabfällen festgelegt. Neben Schadstoff- und Hygieneparametern sind auch die zulässigen Einsatzstoffe für die Kompostherstellung, die maximalen Aufbringungsmengen, sowie die Überwachung geregelt (www.umweltbundesamt.de). Daneben ist auch festgelegt, dass die Aufbringungsflächen bei der erstmaligen Aufbringung von Bioabfällen auf Schadstoffgehalte untersucht werden müssen. Eine Aufbringung von Bioabfällen auf vorbelastete Flächen ist nicht zulässig. Zusätzlich müssen die Lieferanten des Bioabfalls regelmäßig die Untersuchungsergebnisse bei der zuständigen Behörde vorlegen und ihre Abnehmer benennen. Die Bestimmungen der BioAbfV gelten für Entsorgungsträger, Erzeuger oder Besitzer von Bioabfällen, Bioabfallbehandler und Hersteller von Bioabfallgemischen, (LfL, 2013).

In der Bioabfallverordnung (BioAbfV, 2017) sind für Schwermetalle, Fremdstoffe, Steine und für ausgewählte Hygieneparameter folgende Grenzwerte/Richtwerte festgelegt.

Tab. 2.7: Richtwerte für max. zulässige Konzentrationen von Schwermetallen und organischen Schadstoffen in Komposten

	(BioAbfV, 2017)	
	20 t/ha	30 t/ha
Schwermetalle u.a. [mg/kg TS]		
Zn	400	300
Pb	150	100
Cr	100	70
Cu	100	70
Ni	50	35
Cd	1,5	1,0
Hg	1,0	0,7
Fremdstoffe und Steine		
Anteil an Fremdstoffen >2 mm (Glas, Kunststoff, Metall u.a.)	0,5 TS-%	
Anteil an Steinen >10 mm	0,5 TS-%	

Stand der Forschung

	(BioAbfV, 2017)
Ausgewählte Hygieneparameter	
Keimfähige Samen/Pflanzenteile	2,0 St./Liter
Salmonellen	2,0 St./Liter

Die Bioabfallverordnung (BioAbfV, 2017) weist Grenzwerte für einmalige Aufwandmengen von 20 bzw. 30 t Komposttrockenmasse aller drei Jahre aus. Anhand dieser Grenzwerte erfolgt derzeit die Fremdüberwachung in fast allen Bioabfallkompostierungsanlagen Deutschlands.

Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Pflanzenhilfsmittel und Kultursubstrate können bei falscher Zusammensetzung und Anwendung zu Schäden der Gesundheit von Menschen und Tieren führen. Des Weiteren können Böden und Gewässer sowie die Atmosphäre erheblich beeinträchtigt werden (Haubold-Rosar, et al., 2016). Das **Düngegesetz** (DüngG, 2017), **die Düngemittelverordnung** (DüMV, 2017) **und die Düngeverordnung** (DüV, 2017) sind wesentliche Rechtsgrundlagen für das Herstellen, die Anwendung sowie das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen oder Kultursubstraten in Deutschland. Das Düngegesetz (DüngG, 2017) regelt das Herstellen, Inverkehrbringen von Düngemitteln und das Düngen selbst. Die Düngemittelverordnung als untergesetzliches Regelwerk konkretisiert das Düngegesetz. Sie regelt die Zulässigkeit von Ausgangsstoffen zur Herstellung von Produkten, die Art der Herstellung von Produkten, die Art und den Umfang von Untersuchungen, die Einhaltung von Schadstoffbelastungen. Die Einordnung und Bezeichnung von Produkten, die Kennzeichnung von Produkten (Haubold-Rosar, et al., 2016). Stoffe die der Bioabfallverordnung unterliegen (auch Gemische) müssen die dort genannten Anforderungen ebenfalls erfüllen.

In Deutschland gibt es neben der behördlichen Überwachung ein System der freiwilligen Gütesicherung (RAL) von Bioabfällen im Allgemeinen und von Komposten im Speziellen. Die **Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.** ist Träger der freiwilligen RAL-Gütesicherung. D.h. sie ist vom Deutschen Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung anerkannte Organisation zur Durchführung der Gütesicherungen für verschiedene Warengruppen (www.kompost.de) wie beispielsweise Komposte (RAL-GZ 251) und Gärprodukte (RAL-GZ 245).

Zwei Drittel der Kompostanlagenbetreiber machen von der freiwilligen Gütesicherung gebrauch. Dabei werden über die Anforderungen der aktuellen Bioabfallverordnung hinausgehende Qualitätsparameter erfasst und Jahreszertifikate für die erzeugten Sekundärrohstoffdünger erstellt. Das von der BGK e.V. erstellte „System der Gütesicherung“ basiert auf verschiedenen freiwilligen Maßnahmen und Pflichten, die für Mitgliedsunternehmen bindend sind (Kehres, 1991):

- unabhängige Fremdüberwachung der erzeugten Produkte
- Standardisierung der Produktqualität anhand vorgegebener Kriterien und Bewertungsmaßstäbe (Güterichtlinien)
- gesonderte Kennzeichnung von qualitativ hochwertigen Komposten (RAL)
- Pflicht zur Deklaration wesentlicher Eigenschaften und Inhaltsstoffe
- Pflicht zu sachgerechten Anwendungsempfehlungen nach Maßgabe der Produktqualität, des Anwendungszweckes und der Kulturbedingungen (Anwendungsrichtlinien)

Stand der Forschung

Die BGK e.V. ist Herausgeber eines verbindlichen Methodenbuches zur Untersuchung organischer Dünge- und Bodenverbesserungsmittel. Dieses gilt als zentraler Baustein ihrer Gütesicherung. Die Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. hat Qualitätskriterien und Güterichtlinien für Frischkomposte, Fertigungskomposte und Substratkomposte herausgegeben. Hier sind sowohl unerwünschte Stoffe (Fremdstoffe, Schadstoffe etc.) als auch qualitätsgebende Stoffe (z.B. C_{org}), festgelegt (www.kompost.de). In Tab. 2.8 sind diese zusammengefasst.

Tab. 2.8: Qualitätskriterien und Güterichtlinien für Frischkomposte, Fertigungskomposte und Substratkomposte (verändert nach Dok. 251-006-4, Stand 18.07.2018 BGK, RAL-Gütesicherung)

Qualitätsmerkmal	Qualitätsanforderungen		
	Frischkompost	Fertigungskompost	Substratkompost
Hygiene und Prozessführung			
Keimfähige Samen [Pfl./l]	< 2	< 2	< 0,5
Salmonellen	nicht nachweisbar		
Prozessüberwachung	nicht beanstandet (Nachweis der Einhaltung der für die Hygienisierung der Produkte erforderlichen Temperaturen und Temperatur-Einwirkzeiten)		
Fremdstoffe/Steine/Partikel			
<u>Fremdstoffe > 2 mm</u> Kunststoffe [% TS]	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Folien [% TS]	< 0,4	< 0,4	< 0,4
Fremdstoffe > 5 mm [%]	-	-	< 0,1
Verunreinigungsgrad (Flächensumme Fremdstoffe) [cm ² /l FS]	< 15	< 15	< 10
Steine > 10 mm [%]	< 5	< 5	< 0,5
Steine 2 - 10 mm [%]	-	-	< 5
Partikel 0 – 5 mm [%]	-	-	> 50
Biologische Parameter			
Gasförmige Phytotoxine [%]	-	-	> 80
Pflanzenverträglichkeit 25 Vol.% [%]	-	> 80	> 80
Pflanzenverträglichkeit 50 Vol.% [%]	-	x	> 80
Rottegrad	II, III	IV, V	V
Physikalische Parameter			
Wassergehalt [%]	45	35 - 45	35 - 45
Körnung (bei Körnungen > 20 mm 90% Siebdurchgang < 20 mm) [mm]	< 40	< 40	< 25
Pflanzennährstoffe/Salzgehalt/Organische Substanz			
Salzgehalt [g KCl/l FS]	-	-	< 5
Organische Substanz	> 30	> 15	> 15

Stand der Forschung

Qualitätsmerkmal	Qualitätsanforderungen		
	Frischkompost	Fertigkompost	Substratkompost
(Glühverlust) [% TS]			
N _{löslich} [mg/l FS]	-	-	600
P ₂ O ₅ _{löslich} [mg/l FS]	-	-	2400
K ₂ O _{löslich} [mg/l FS]	-	-	4000
N-Immobilisierung [mg/l FS]	-	-	125
CaCO ₃ [% TS]	-	-	10
Cl _{löslich} [mg/l FS]	-	-	1000
Na _{löslich} [mg/l FS]	-	-	500
Anorganische und organische Schadstoffe			
Pb [mg/kg TS]		150	
Cd [mg/kg TS]		1,5	
Cr [mg/kg TS]		100	
Cu [mg/kg TS]		100	
Ni [mg/kg TS]		50	
Hg [mg/kg TS]		1	
Zn [mg/kg TS]		400	
As [mg/kg TS]		40	
Tl [mg/kg TS]		1	
PFOA + PFOS [mg/kg TS]		0,1	
Summe Dioxine + dl-PCB [ng/kg TS]		30	

Für wertgebende Inhaltsstoffe, wie sie auch schon in der Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall Merkblatt 10 Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost aus Müll und Müll/Klärschlamm (LAGA-M10, 1995) aufgelistet wurden, hat auch die Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. z.T. Wertebereiche zur Qualitätseinschätzung benannt (Tab. 2.9):

Tab. 2.9: Wertgebende Eigenschaften und Inhaltsstoffe von Kompost – Angabe zu Wertebereichen aus (LAGA-M10, 1995) und (BGK, 2006)

	Wertebereich der BGK	Intervall für ¾ aller Proben
Glühverlust (org. Substanz) [% TS]	24 - 51	25 – 45
Glührückstand [% TS]	-	55 – 75
Kohlenstoff [% TS]	16 – 37	-
Wassergehalt [%]	-	35 – 50
Rohdichte [g/l FS]	500 - 820	550 – 850
Löslicher Salzgehalt [g/l FS]	1,9 – 8,0	2 – 8
pH-Wert [-]	6.9 – 8.3	7,0 – 8,3
Stickstoff (N _{gesamt}) [%TS]	0,5 – 1,5	0,8 – 1,5
Stickstoff (N _{min}) [mg/l FS]	0 - 740	100 - 400
Phosphor (P ₂ O ₅ _{gesamt}) [% TS]		0,4 – 1,0
Phosphor (P ₂ O ₅ _{löslich}) [mg/l FS]	176 - 704	500 - 2000
Kalium (K ₂ O _{gesamt}) [% TS]		0,6 – 1,5

Stand der Forschung

	Wertebereich der BGK	Intervall für $\frac{3}{4}$ aller Proben
Kalium ($K_2O_{\text{löslich}}$) [mg/l FS]	1245 - 4565	1000 - 5000
Magnesium (MgO_{gesamt}) [%TS]		0,2 – 0,7
Magnesium ($MgO_{\text{löslich}}$) [mg/l FS]		150 - 500
Calcium (CaO_{gesamt}) [% TS]		2 - 6

*ca 75 % der Proben liegen in diesem Bereich

Entwicklung der Kompostqualität

Die Entwicklung der Kompostqualität von 2001 bis 2017 ist in Tab. 2.10 dargestellt.

Tab. 2.10: Entwicklung der Kompostqualität von 2001-2017 (www.bmu.de_2)

Analyse-Parameter	Einheit	2001	2005	2009	2011	2017
		Median	Median	Median	Median	Median
		n = 2880	n = 2801	n = 2634	n = 2766	n = 3361
Keimfähige Samen	je l FM	0	0	0	0	0
Fremdstoffe	%TM	0,1	0,1	0,06	0,07	0,04
> 2 mm						
Steine	%TM	1,27	1,34	-	-	-
Glühverlust	%TM	36,7	37,8	39,2	37	38,1
Basisch wirksame Stoffe (CaO)	%TM	4,16	4,01	4,15	4,1	4,4
Stickstoff gesamt (N)	%TM	1,36	1,4	1,39	1,33	1,4
Phosphat gesamt (P ₂ O ₅)	%TM	0,68	0,67	0,64	0,63	0,65
Kalium gesamt (K ₂ O)	%TM	1,09	1,12	1,16	1,11	1,2
Magnesium gesamt (MgO)	%TM	0,72	0,69	0,71	0,7	0,71
Stickstoff löslich (N)	mg/l FM	240,5	266	236	238	220
Ammonium löslich	mg/l FM	122	136	143	142	134
Nitrat löslich	mg/l FM	21	22	13	16	10
Phosphat löslich (P ₂ O ₅)	mg/l FM	972	1070	1022	1040	1100
Kalium löslich (K ₂ O)	mg/l FM	3370	3696	3539	3330	3600
Magnesium löslich (Mg)	mg/l FM	209	217	-	-	-

Analyse-Parameter	Einheit	2001	2005	2009	2011	2017
		Median	Median	Median	Median	Median
		n = 2880	n = 2801	n = 2634	n = 2766	n = 3361
Blei (Pb)	mg/kg TM	42	37,54	33,3	32	27
Cadium (Cd)	mg/kg TM	0,42	0,41	0,45	0,42	0,37
Chrom (Cr)	mg/kg TM	23	21	21,5	22	20
Kupfer (Cu)	mg/kg TM	47,3	45,3	41,3	40	36,9
Nickel (Ni)	mg/kg TM	13,5	13	13,1	13	12,2
Quecksilber (Hg)	mg/kg TM	0,13	0,11	0,11	0,11	0,09
Zink (Zn)	mg/kg TM	179	170	162	164	155

n = Anzahl untersuchte Proben; FM = Frischmasse; TM = Trockenmasse (Quelle: Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. überprüfen)

Es wird eine deutliche Steigerung der Kompostqualität hinsichtlich der Parameter Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Kupfer, Quecksilber und Zink und des Fremdstoffanteils sowie des löslichen Stickstoffs ersichtlich. Alle weiteren Parameter zeigen eine gleichbleibende Kompostqualität über den Untersuchungszeitraum.

2.2.5 Biologische Tests zur Überprüfung der Kompostqualität

Hinsichtlich eines potentiellen Schadstoffvorkommens im Kompost besteht die Gefahr, dass mit der alleinigen Erfassung chemisch-physikalischer Parameter nicht das gesamte Schadstoffpotential erfasst wird, da die chemische Analytik substanzspezifisch erfolgt. In Bodenproben erfolgt die Auswahl der zu analysierenden Substanzen nach der Standorthistorie. Daher ist es möglich, dass Kontaminanten unentdeckt bleiben, insbesondere wenn biologische Umsetzungen zu Metaboliten geführt haben. Im Boden werden daher verstärkt als Ergänzung zur chemischen Analytik ökotoxikologische Testsysteme eingesetzt, wodurch Informationen über die Summe der bioverfügbaren toxischen Verbindungen erhalten werden. Neben aquatischen Tests die die Rückhaltefunktion von Böden überprüfen werden terrestrische ökotoxikologische Testsysteme zur Überprüfung der Lebensraumfunktion von Böden eingesetzt. (Kapitel 2.1.5).

Obwohl hinsichtlich der Qualitätsbeurteilung von Böden (Lebens- und Rückhaltefunktion) mit ökotoxikologischen Tests positive Erfahrungen gemacht wurden (DECHEMA, 1995), (DECHEMA, 2001), (Hund-Rinke, 2002), (Römbke, et al., 2006), (Terytze, et al., 2010), ist ihr Einsatz für die Beurteilung von Komposten nicht gebräuchlich.

Hund et al., (1999) haben in ihrem Endbericht: Entwicklung einer Untersuchungs- und Bewertungsstrategie zur Ableitung von Qualitätskriterien für Komposte ökotoxikologische Tests zur Ermittlung des Umweltgefährdungspotentials durch Kontaminationen in Komposten eingesetzt. Es wurde untersucht, ob es sinnvoll ist die vorliegenden Untersuchungsstrategien (chemische Parameter und zwei organischen Parameter PCB und PCDD/F nach (LAGA-M10, 1995) auf weitere organische Schadstoffe zu erweitern. Und es sollten Aussagen erhalten werden, ob die Einbeziehung von ökotoxikologischen Tests Zusatzinformationen in Hinsicht auf das Umweltgefährdungspotential durch Schadstoffe in Komposten liefert. Als Ergebnis zeigte sich, dass organische Schadstoffe kein Umweltproblem in Komposten darstellen und die routinemäßige Einbindung von ökotoxikologischen

Testsystemen zur Schadstoffcharakterisierung aufgrund der geringen Schadstoffkonzentrationen nicht notwendig ist (Tests nicht empfindlich genug).

Kehres, B. stellte allerdings schon 1991 folgendes fest: Die Diskussion um erreichte und erreichbare Kompostqualitäten konzentriert sich leider allzu oft auf die unerwünschten Merkmaleigenschaften, so dass der Eindruck entsteht, dass allein diese Merkmaleigenschaften für Kompost eigentlich qualitätsbestimmend sind.“ (Kehres B., 1991). Dass sie das nicht sind, wird klar, wenn man sich noch einmal deutlich die positiven Wirkungen (siehe Kapitel 4.2.3) vor Augen führt: Erhöhung der Sorptionsfähigkeit, der nutzbaren Wasserkapazität, Verbesserung der Porenraumverteilung, Stabilisierung des Bodengefüges und Förderung der Aktivität des Bodenlebens, Träger aller wichtigen Nährstoffe (Kehres B, 1991).

Im Methodenhandbuch der Bundesgütegemeinschaft Kompost (Kapitel 4) sind nachfolgend aufgeführte Biologische Untersuchungsmethoden zur biologischen Aktivität, Phytohygiene und Seuchenhygiene beschrieben:

- Biologische Aktivität
 - Rottegrad im Selbsterhitzungsversuch
 - Atmungsaktivität
 - Pflanzenverträglichkeit im Keimpflanzenversuch mit Sommergerste (Chinakohl)
 - Gasförmige Phytotoxine im Keimpflanzenversuch mit Kresse
 - Stabilität des Stickstoffhaushaltes organischer Materialien
- Phytohygiene
 - Gehalt an keimfähigen Samen und austriebsfähigen Pflanzenteilen
- Seuchenhygiene
 - Produktprüfung auf Salmonellen
 - Bestimmung der aeroben Gesamtbakterienzahl (bei 37 °C; GBZ)
 - Fäkalcoliforme Bakterien
 - Enterokokken (Fäkalstreptokokken)

Auch Fuchs (1996) kennt die Bedeutung biologischer Untersuchungen. Nach ihm sind für den Kompostanwender die biologischen Parameter Pflanzenverträglichkeit, Krankheitserregerfreiheit, mikrobielle Qualität, biologische Aktivität der Komposte und ihre Wirkung auf Pflanzenwachstum und Pflanzengesundheit viel aussagekräftiger als chemisch-physikalische Parameter. Besonders wichtig in Bezug auf die Kompostqualität sind zum einen die Abtötung von Pflanzenkrankheitserregern im Kompostgut und zum anderen die Entwicklung einer aktiven krankheitsunterdrückenden Mikroflora. Die phytosanitäre Wirkung eines Komposts ist zum großen Teil auf das Vorhandensein von antagonistischen Mikroorganismen zurückzuführen.

Die biologische Kompostqualität oder wie es bei Amlinger, et al. (2006) heißt, das Potential der mikrobiellen (Rest-)Aktivität ist wesentlich abhängig von den Ausgangsstoffen (Substrat, verfügbare C- und N-Quellen), den Prozessbedingungen (Dauer, Temperaturprofil, Homogenität des Ab- und Umbaus, Sauerstofflöslichkeit und dem Stabilisierungsgrad.

Häufig werden allerdings mikrobiologische Parameter eines Komposts der für die landwirtschaftliche und gartenbauliche Nutzung vorgesehen ist, nicht als Qualitätskriterien beschrieben (Szmidt, 2000). Bess (1999) beschreibt eine Populationsdichte von $10^8 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ für Bakterien und $10^4 \text{ g}^{-1} \text{ TM}$ für Pilze bzw. Hefen als Mindestbesatz für einen hochwertigen Kompost. Darüber hinaus wird eine

Mindestwert für Pseudosomaden ($10^{-3} \text{ g}^{-1} \text{ TM}$) empfohlen, da für einige Vertreter dieses Bakterienstammes eine positive Interaktion mit dem Pflanzenwachstum besteht, z.B. Rhizobium und Azotobacter als symbiotische oder freilebende N-Binder.

2.3 Biokohle – Verbesserung von Komposten und Böden

2.3.1 Biokohle-Forschung – Terra Preta do Indio

Der Ursprung der Biokohleforschung liegt im Amazonasgebiet. Hier findet sich inselförmig auf einer Fläche von 6000 - 18000 m² ein tiefschwarzer, fruchtbarer Boden: die Terra Preta do Indio (Woods, et al., 2009).



Abb. 2.6: Vorkommen Terra Preta (www.ivn.nl)

Die Terra Preta unterscheidet sich deutlich vom typischen roten Regenwaldboden, die Laterite genannt werden. Laterite sind meist tiefgründig verwittert, wenig fruchtbar, humus- und nährstoffarm. Ihre rote Farbe ist auf den hohen Anteil an Aluminium- und Eisenoxiden zurückzuführen, die während der Verwitterung entstehen. Die hohen Niederschläge und Temperaturen in der Region führen zu einem schnellen Auswaschen von Nährstoffen und einem raschen Umsatz von organischem Material. Das Vorkommen der nährstoffreichen Terra Preta stieß daher auf einige Überraschung und hohes wissenschaftliche Interesse (Zech, et al., 1990).

Die Terra Preta zeichnet sich durch einen höheren Kohlenstoffgehalt, Phosphorgehalt, einer höheren Kationenaustauschkapazität, Wasserhaltekapazität und einem höheren pH-Wert als die umgebenen Böden aus. (Sombroek, 1966), (Glaser, et al., 2000) (Lehmann, et al., 2003), (Liang, et al., 2006)



Abb. 2.7: Böden im Amazonasbecken. Links: ein typischer nährstoffarmer Boden; Mitte und Rechts: eine holzkohlereiche Terra Preta do Indio mit den Keramikbruchstücken (Glaser & Woods 2004).

Verschiedene wissenschaftliche Arbeiten belegen, dass die Terra Preta do Indio nicht natürlich entstanden ist. Sie ist das Resultat einer jahrhundertelangen Bewirtschaftung der Böden durch präkolumbianische Bewohner (500 bis 2500 Jahre v. Chr.) (Woods, et al., 2009), (Sombroek, 1966). Die frühen Siedler reicherten den Boden mit Abfällen wie z.B. Knochen, Gräten, Pflanzenresten, Exkrementen, Tonscherben, Aschen und Holzkohleresten als einen der wichtigsten Bestandteile an (Glaser, et al., 2012)

Die Holzkohle scheint deshalb eine so bedeutende Komponente dieser Böden zu sein, da verkohltes organisches Material aufgrund der hohen Anzahl aromatischer Kohlenstoffstrukturen sehr abbaubeständig ist und somit eine stabilisierende Wirkung besitzt (Goldberg, 1985). Durch die Oxidation der aromatischen Kohlenstoffstrukturen entstehen funktionelle Gruppen an der Biokohleoberfläche an der Nährstoffe dann sehr gut binden können (Glaser, et al., 2002), (Glaser, et al., 2001). Im Amazonasgebiet konnten so fruchtbare Böden mit Horizontmächtigkeiten von bis zu 2 m entstehen.

Die positiven Eigenschaften sowie der hohe Anteil stabiler Kohlenstoffverbindungen der Terra Preta do Indio wurde in zahlreichen wissenschaftlichen Studien belegt (Glaser, et al., 2004); (Glaser, 2007); (Lehmann, et al., 2009). Seit mehreren Jahren bieten deshalb verschiedene Hersteller sogenannte „Terra Preta“-Substrate an, die nach dem Vorbild der Terra Preta do Indio hergestellt werden, wobei besonders dem Inhaltsstoff Kohle eine hohe Bedeutung zukommt. Diese Substrate oder Biokohlekomposte werden erfolgreich als Dünger und Bodenverbesserungsmittel für pflanzenbaulich genutzte Böden eingesetzt (Jeffrey, et al., 2011).

Um den Einsatz von Biokohle sowohl hinsichtlich ihrer Herstellung, als auch ihrer Produktqualität zu optimieren und zu organisieren sowie Kenntnisse zu bündeln und zu verteilen wurden sowohl auf internationaler als auch auf europäischer Ebene zwei große Organisationen gegründet. 2006 entstand die International Biochar Initiative (IBI) in den USA. Mittlerweile hat sie über 400 Mitglieder aus 34 Ländern (www.biochar-international.org). Zur Koordinierung der europäischen Biokohle-Forschung gründete sich die European Cooperation in Science and Technology (COST) und das European Biochar Research Network (eBRN), dem mehr als 270 Mitglieder aus 31 Ländern angehören (<http://cost.european-biochar.org>).

Innerhalb beider Netzwerke wurden Standards und Richtlinien zur Produktion und Vermarktung von Biokohle entwickelt.

- International Biochar Initiative: Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar that is used in Soil (IBI, 2012)
- European Biochar Certificate: Richtlinien für die Produktion von Pflanzenkohle (EBC, 2012)

2.3.2 Definition, Herstellung und Eigenschaften

Definition:

Im UBA-Bericht Texte 04/2016 (Haubold-Rosar, et al., 2016) werden unter dem Begriff Biokohle (englisch „biochar“) alle Kohlen zusammengefasst, die durch thermochemische als auch durch hydrothermale Prozesse aus organischen Materialien (ausgeschlossenen Produkte und Abfälle aus der künstlichen Herstellung von Kohlenwasserstoffen) hergestellt werden. Somit sind folgende Verfahren zur Biokohleherstellung eingeschlossen: Torrefizierung, Pyrolyse, Vergasung und hydrothermale Carbonisierung.

Ein Großteil der Wissenschaftler benutzt allerdings einen eingeschränkteren Biokohlebegriff. Biokohlen sind danach solche Kohlen, die ausschließlich durch Pyrolyse aus organischen Stoffen hergestellt werden. Nach (Lehmann, et al., 2009) wird Biokohle wie folgt definiert: „Biochar is the carbon-rich product which occurs when biomass (such as wood, manure or crop residues) is heated in a closed container with little or no available air.“ Die International Biochar Initiative (IBI) findet folgende Definition für Biokohle: “A solid material obtained from thermochemical conversion of biomass in an oxygen-limited environment (IBI, 2012). Wobei hier als Biokohle nur ein Material bezeichnet wird, das auch bestimmte Qualitätskriterien einhält.

In einigen Arbeiten geht mit dem Begriff Biochar/Biokohle eine bestimmte Zweckbindung einher (Lehmann, et al., 2006), (Sohi, 2003), (Verheijen, et al., 2010). Biokohlen sind nach diesen Arbeiten durch Pyrolyse hergestellte Kohlen, die zur Bodenverbesserung und C-Sequestrierung eingesetzt werden.

Im deutschsprachigen Raum wird für Biokohle auch der Begriff Pflanzenkohle verwendet (EBC, 2012). Pflanzenkohle ist nach dem EBC eine „pyrolytisch“ hergestellte Kohle, die ökologisch nachhaltig in der Landwirtschaft eingesetzt werden kann.“ Unter Pyrolyse wird in diesem Zertifikat/Arbeitspapier die thermochemische Zersetzung organischer Stoffe bei stark reduziertem Sauerstoffgehalt von unter 2% und bei Temperaturen zwischen 350°C und 1000°C verstanden (EBC, 2012). Eine Eingrenzung gibt es neben den Herstellungsbedingungen und der Zweckbestimmung auch hinsichtlich der Ausgangsstoffe und bestimmter stofflicher Anforderungen. Von Bedeutung für die Charakterisierung als Pflanzenkohle sind weiterhin nachhaltige Produktions-, Qualitäts- und Einsatzbedingungen (EBC, 2012)



Abb. 2.8: Foto aus UBA-Bericht Texte 04/2016 (Haubold-Rosar, et al., 2016): Beispiele für Pyrolysekohlen aus Rübenschnitzel, Miscanthus, Kaffeebohnen, Biertreber, Forstabfälle, Klärschlamm (von oben links nach unten rechts) (Bildquelle: PYREG GmbH 2013)

Nachfolgend wird in dieser Arbeit der Begriff Biokohle verwendet. Die für diese Arbeit eingesetzten Biokohlen wurden ausschließlich durch Pyrolyse hergestellt.

Pyrolyse – Herstellung der Biokohle

Unter Pyrolyse versteht man die thermische Spaltung chemischer Verbindungen in Abwesenheit von Sauerstoff oder unter Sauerstoffmangel. Die Pyrolyse wird technisch in weitgehend geschlossenen Behältern durchgeführt. Das Ausgangsmaterial wird dabei kontinuierlich durch Schnecken, Drehrohre etc.) eingebracht oder als ruhende Schüttung vorgelegt. Produkte der Pyrolyse sind Kohlendioxid, Wasserstoff, und Kohlenmonoxid, H_2O und organische Verbindungen sowie der organische Rückstand - die Kohle (Haubold-Rosar, et al., 2016). Beispiele für Pyrolyseprozesse sind die Herstellung von Holzkohle in Holzkohlemeilern und die Herstellung von Teer durch Schwelung.

Die in Abb. 2.9 dargestellte Anlage der Firma BioMaCon wurde während der Projektlaufzeit von Terra Boga zur Herstellung von Biokohle im Botanischen Garten Berlin genutzt.



Abb. 2.9: Karbonisierungsanlage der Firma BioMaCon im Botanischen Garten Berlin (Bildquelle: Robert Wagner)

Bei der in Abb. 2.9 dargestellten Anlage handelt es sich verfahrenstechnisch um einen Festbettreaktor mit Gegenstrom-Abgasführung. Der sogenannte Simplex-Konverter ist für ligninhaltige Brennstoffe mit einem Wassergehalt von bis zu 30 % geeignet.

Eigenschaften der Biokohle

Durch den Pyrolyseprozess entstehen aromatische Ring-Strukturen, welche der Schlüssel zu vielen positiven Biokohleeigenschaften sind (Mineralisation, Adsorption). Grundsätzlich kann Biokohle aufgrund des variablen Ausgangsmaterials, den Pyrolysebedingungen (Dauer, Temperatur) sehr verschiedene Eigenschaften besitzen. Dadurch wird es schwierig allgemeingültige Aussagen über deren Wirksamkeit im Boden oder als Kompostinhaltsstoff zu treffen.

Nachfolgend wird auf folgende Punkte eingegangen:

1. Kohlenstoff-Menge, Qualität, Stabilität
2. Nährstoffgehalte, -frachten und -verfügbarkeiten
3. Schadstoffe

1. Kohlenstoff-Menge, Qualität, Stabilität

Nach dem UBA-Bericht Texte 04/2016 (Haubold-Rosar, et al., 2016) ist Kohle eine der stabilsten Formen von partikulärem Kohlenstoff. Zwischen den verschiedenen Biokohlen bestehen deutliche Unterschiede hinsichtlich der Struktur und der chemischen Zusammensetzung. Diese Unterschiede sind vom Herstellungsprozess und den Ausgangsmaterialien abhängig. Aber auch für ein einzelnes Kohlepartikel existieren diese Unterschiede, da auf der Oberfläche eine andere Zusammensetzung und Struktur gegeben sein kann als im Inneren des Kohlepartikels.

Pyrolysekohlen gleichen in ihrer geometrischen Struktur dem Ausgangsmaterial (Downie, et al., 2009), da bei der Pyrolyse komplexere Verbindungen wie z.B. Lignin kaum verändert werden. Biokohlen bestehen hauptsächlich aus schwer abbaubaren aromatischen Kohlenstoffverbindungen wie Benzolringen und Furanen. Durch Oxidation entstehen mit der Zeit an der Oberfläche von Biokohlen funktionelle Gruppen (Carboxyl-, Phenol-, Carbonyl-, Hydroxyl-, Aminogruppen), die zu einer hohen chemischen Reaktivität führen (Hammes, et al., 2009). Mit zunehmender Alterung der Biokohle

nehmen nicht nur die funktionellen Gruppen zu, sondern es erhöht sich auch die negative Ladung ihrer Oberfläche (Cheng, et al., 2006), (Hilscher, et al., 2009), (Liang, et al., 2006) und dadurch die Kationenaustauschkapazität. So werden Nährstoffe gut gebunden und bleiben über längere Zeit verfügbar. Hydrophile Gruppen z.B. Carboxyl-, Amino- und Ketogruppen) erhöhen aufgrund ihrer Polarität auch die Wasserhaltekapazität eines Bodens (Sevilla, et al., 2011). Auch die Wasserlöslichkeit und der Transport von Biokohlen mit dem Sicker- und Oberflächenwasser wird erhöht (Glaser, et al., 2002), (Hilscher, 2011) und (Rumpel, et al., 2006). Neben den schwer abbaubaren aromatischen Kohlenstoffverbindungen enthalten Biokohlen auch flüchtige organische Verbindungen wie aliphatische Kohlenwasserstoffe, aromatische Kohlenwasserstoffe, OXO-Verbindungen und heterozyklische Verbindungen (Hale, et al., 2012), (Spokas, et al., 2011). Zusätzlich zu den organischen Verbindungen enthalten Biokohlen auch anorganische Verbindungen (metallische Oxide, z.B. Al_2O_3 , CaO , MgO und nicht metallische Oxide, z.B. SiO_2 , SO_3 , P_2O_5) die leicht ausgewaschen werden können (Haubold-Rosar, et al., 2016).

Zur Charakterisierung von Biokohlen werden i.d.R. mehrere Verfahren angewandt um Aussagen zu ihrer Struktur und Zusammensetzung zu erhalten (z.B. Magnetische Kernresonanz Spektroskopie, Rasterelektronenmikroskopie, Röntgenphotoelektronenspektroskopie). Grundlegend ist zunächst die Bestimmung der Gehalte an Kohlenstoff, Wasserstoff, Stickstoff und Schwefel (CHNS-Elementaranalyse). Bei Haubold-Rosar, et al. (2016), S. 39 sind verschiedene Verfahren zur Charakterisierung von Biokohle zusammengefasst.

Die Stabilität einer organischen Substanz wird bestimmt durch die Ermittlung des Stoffverlusts bzw. Stoffgehaltes über eine bestimmte Zeit entweder im Freiland oder im Labor durch Inkubation in geschlossenen Gefäßen. Verfahren zur Untersuchung der Biokohlestabilität sind beispielsweise die Messung der Gasemissionen von CO_2 und CH_4 , die Messung des Stoffübertrags in Boden oder Wasser, die Messung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB) oder auch die selektive Markierung der Kohlen oder Substrate und anschließende Gasmessung und Messung von Radioisotopen, stabilen Isotopen (Haubold-Rosar, et al., 2016). Die Stabilität von Kohlen bzw. eines Kohlenstoffpools variiert nach Haubold-Rosar, et al. (2016):

- Art der Kohle (Ausgangsmaterial, Herstellungs- und Entstehungsprozess)
- Standort (Klima, Bodenform)
- Landnutzung und besonderen Ereignissen z.B. Brände)
- Untersuchungsmethoden (Technik, Dauer der Messung, Störfaktoren)

Beschrieben wird die Stabilität von Biokohle durch die H/C- und O/H-Verhältnisse (Schimmelpfennig, et al., 2012). Im „Van Krevelen-Diagramm“ (1957) sind beide Parameter gegeneinander dargestellt um verschiedene Kohlearten und Ausgangsmaterialien zu beschreiben.

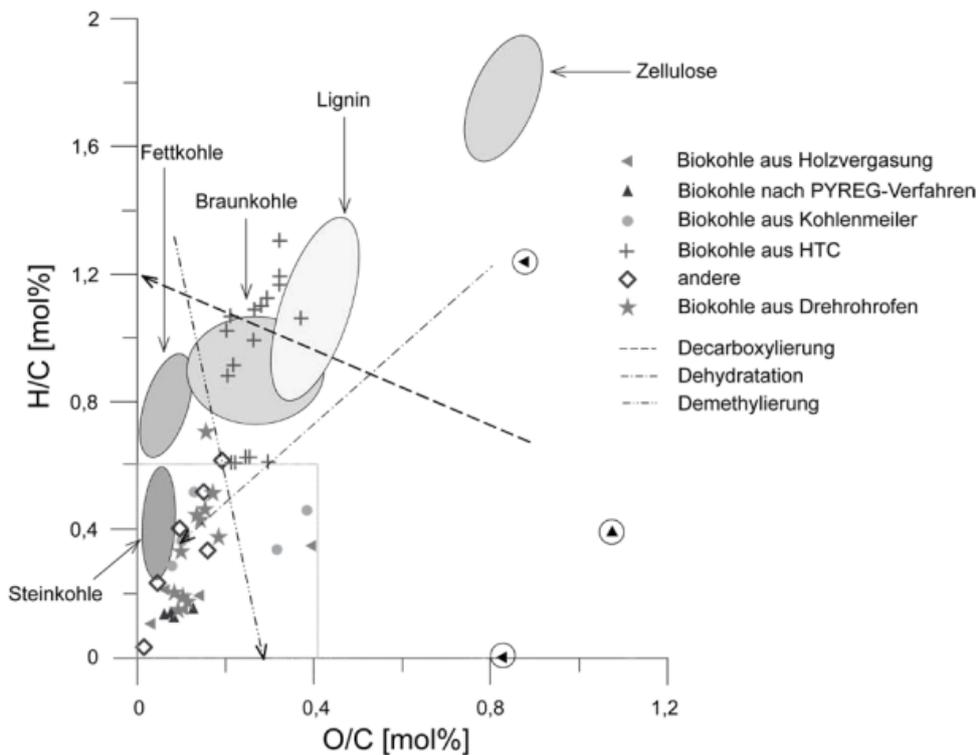


Abb. 2.10: Van Krevelen Diagramm der O/C- und H/C-Verhältnisse von unterschiedlichen Biokohlen im Vergleich zu fossilen Kohlen (Braun-, Fett-, Steinkohle) und organischen Stoffen (Zellulose, Lignin) (Schimmelpfennig, et al., 2012). Das Rechteck markiert den wünschenswerten Bereich ausreichend stabiler Biokohlen zur Anwendung in Böden (Haubold-Rosar, et al., 2016).

Das O/H-Verhältnis korreliert gut mit dem Anteil an flüchtigen organischen Verbindungen und kann somit die Abbaubarkeit der Kohle darstellen (Spokas, 2010).

Mit zunehmendem Alter der Kohlen (zunehmende Oxidation der Oberflächen) nehmen O/C- und H/C-Verhältnis zu (Hammes, et al., 2009). Der Abbau von Kohle erfolgt durch die Mineralisierung. Dabei werden Kohlenstoffatome zu Kohlendioxid abgebaut. Zusätzlich kann es durch Auswaschung löslicher Kohlebestandteile zu einem Kohlenstoffverlust kommen. Mechanismen die diesen Abbau vorantreiben sind nach Czimczik, et al. (2007) und Lehmann, et al. (2009) die physikalische Zersetzung/Verwitterung, z.B. Frostsprengung, die chemische Oxidation der Oberflächen und der biologische Abbau. Durch einen Einbau der Kohle in Bodenaggregate und Bindung an mineralische Bodenbestandteile (Tonminerale Eisen- und Aluminiumoxide) kann ein Abbau verringert bzw. verhindert werden (Haubold-Rosar, et al., 2016)

In Tab. 2.11 sind einige Untersuchungsergebnisse zur BK-Stabilität zusammengefasst.

Tab. 2.11: Einige Untersuchungsergebnisse zur BK-Stabilität

Untersuchungsort	Halbwertszeit/ Verweilzeit (Jahre)	Referenz
C-Verbindungen aus Waldbränden - boreale Wälder	6600	Preston & Schmidt (2006)

Stand der Forschung

Untersuchungsort	Halbwertszeit/ Verweilzeit (Jahre)	Referenz
Verbrennungsreste in Waldsavannen - Nord Australien	1300 – 2600	Lehmann et al. 2008b
Terra Preta - Amazonasgebiet	500 – 7000	Glaser et al. 2001 & Neves et al. 2003
Europäische Schwarzerden	1000 – 5000	Schmidt et al. 2002
Standorte in Zimbabwe	< 150	Bird et al. 1999
Standorte in Kenia	8	Nuyen et al. 2009
Lößboden (Inkubationsexperiment 8,5 J.) → optimale Abbaubedingungen	400	Kuzyakow et al. 2009, 2014
Biokohle in Lößboden (Inkubationsexperiment 8,5 J.) → Übertragung auf Feldbedingungen	4000	Kuzyakow et al. 2009, 2014 & Franko et al. 1997
BK aus Schilf/Stroh und Holz in Mineralboden/in Sandboden (Inkubationsexperiment)	19 und 39 für BK aus Schilf/Stroh 56 und 76 für BK aus Holz	Hilscher et al. 2009 & Hamer et al. 2004

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass Inkubationsversuche größere Abbauraten ergeben als Feldversuche. Die Gründe liegen zum einen an den im Labor vorherrschenden optimalen Bedingungen und zum anderen an der stärkeren Gewichtung der hohen Abbauraten zu Beginn der Versuche - gerade bei Kurzzeittests (Haubold-Rosar, et al., 2016).

Aus Tab. 2.11 wird deutlich, dass bisher keine genauen Angaben zur Abbaugeschwindigkeit von Kohlen getroffen werden können. Die Ursachen sind auf unterschiedliche Versuchsbedingungen, Versuchsdauer und natürlich auch auf unterschiedliche Qualitäten der Kohlen und Umweltbedingungen zurückzuführen.

2. Nährstoffgehalte,- frachten und -verfügbarkeiten

Wirkung der Biokohle auf den Nährstoffhaushalt:

- indirekte Wirkungen: Veränderung der Bodenreaktion, Sorptionskapazität, Wasserhaushalts, mikrobielle Umsetzungsprozesse
- direkte Wirkungen: durch Makro- und Mikronährstoffe, die mit der Biokohle eingebracht werden

Die Inputmaterialien, der Herstellungsprozess und die Prozessparameter zur Herstellung der Biokohle bestimmen maßgebend deren Gehalt an Nährstoffen, da sie deren chemische Struktur und Zusammensetzung beeinflussen (Atkinson, et al., 2010), (Chan, et al., 2009), (Spokas, et al., 2012). Hauptnährstoffe in Biokohlen sind Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Calcium und Schwefel. Bei der Pyrolyse führen steigende Temperaturen zu gasförmigen Verlusten und einer verringerten Verfügbarkeit der Nährstoffe. Eine Zusammenstellung verschiedener Studien mit Angabe zum

Inputmaterial, Herstellungsprozess und der gewonnenen Ergebnisse zu Nährstoffgehalten findet sich im UBA Bericht Texte 04/2016, Anhang Tab. A2 – A6. Zusätzlich sind dort auch Kohlenstoffgehalte, C/N-Verhältnisse und pH-Werte aufgelistet. Betrachtet man die Gehalte pflanzenverfügbarer Nährstoffe fällt auf, dass zu diesen weniger Informationen vorliegen (Haubold-Rosar, et al., 2016). Eine Auflistung der Ergebnisse zu pflanzenverfügbaren Nährstoffen ist in Tab. 13 S. 50 des UBA Bericht Texte 04/2016 zu finden. Die Verfügbarkeit der Nährstoffe ist i.d.R. gering. Besonders deutlich zeigt sich das beim Stickstoff.

3. Schadstoffe

Bei der Herstellung von Biokohle spielen sowohl mit den Ausgangsmaterialien eingebrachte Schadstoffe, als auch im Herstellungsprozess neu gebildete Schadstoffe eine Rolle. Daneben kann es aber auch zu einer Anreicherung und zum Abbau von Schadstoffen kommen. Neu gebildete Schadstoffe sind z.B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe oder Dioxine/Furane, die bei hohen Prozesstemperaturen gebildet werden. Daneben werden aber bei diesen hohen Temperaturen Schadstoffe wie die polychlorierten Biphenyle, Pharmazeutika und pathogene Organismen zerstört (Haubold-Rosar, et al., 2016). Schwermetalle reichern sich i.d.R. während des Carbonisierungsprozesses in der Biokohle an.

2.3.3 Rechtliche Regelungen und Qualitätsvorschläge

Nach **Düngemittelverordnung** ist ausschließlich Holzkohle aus chemisch unbehandeltem Holz als ein zulässiger Ausgangsstoff für Kultursubstrate sowie als Trägersubstanz in Verbindung mit der Zugabe von Nährstoffen über zugelassene Düngemittel gelistet (DüMV, 2017), Anlage 2, Tabelle 7, Unterpunkt 7.1.10). Biokohle kann aber auch aus anderen Materialien z.B. aus pflanzlichen Stoffen der Landwirtschaft oder des Gartenbaus hergestellt werden. Diese Materialien sind nur in ihrer ursprünglichen Form oder als Aschen zugelassen. Die **Bioabfallverordnung** erlaubt die Verwendung diverser Aschen aus der Verbrennung naturbelassener pflanzlicher Materialien, aus der Verbrennung von Materialien tierischer Herkunft, aus der Verbrennung von Klärschlämmen, sowie aus der Verbrennung von Papier (BioAbfV, 2017), Anhang 1).

Vogel, et al. (2015) sehen es als naheliegend an, auch die Verwendung von Kohlen aus diesen Materialien zuzulassen.

Für die Aufbringung von Holzkohle gelten erst gesetzliche, mengenmäßige Beschränkungen, wenn sie zusammen mit Substraten aus Bioabfällen auf den Boden aufgebracht werden soll. Es gelten die Aufbringungsbeschränkungen der BioAbfV von 20 bzw. 30 t/ha innerhalb von drei Jahren. Im Gemisch Holzkohle mit Wirtschaftsdüngern oder mineralischen Düngern gelten Beschränkungen der Menge nur über die zugelassene Menge an Stickstoff entsprechend der Düngeverordnung (DüV, 2017). Für Ackerland sind 170 kg Gesamtstickstoff pro Hektar pro Jahr und für Grünland 230 kg Gesamtstickstoff pro Hektar pro Jahr angegeben. In der Düngemittelverordnung DüMV (Anlage 2, Tabelle 4) sind Grenzwerte für folgende Schadstoffe in Düngemitteln (außer in Wirtschaftsdüngern): festgelegt: Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Chrom VI, Nickel, Quecksilber, Thallium, Dioxine, und dl-PCB und perfluorierte Tenside. Diese Werte können prinzipiell auch für Holzkohlen gelten.

Holzkohlen, wie auch Biokohle können in Abhängigkeit ihrer Herstellung PAK enthalten, diese sind nicht in der DüMV geregelt. Hier sollte zur Bewertung der Kohlequalität auf die Vorsorgewerte der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV) zurückgegriffen werden (3 mg/ kg PAK (Humusgehalt < 8 %) bzw. 10 mg/kg PAK (Humusgehalt > 8 %) (Kapitel 2.1.4). Es ist zu beachten, dass Materialien zur

Herstellung einer durchwurzelbaren Bodenschicht 70 % der Vorsorgewerte der BBodSchV nicht überschreiten dürfen.

Im europäischen Rahmen liegt ein Vorschlag zur Qualitätssicherung von Biokohlen in Form des Europäischen Pflanzenkohlezertifikats, welches vom Biochar Science Network herausgegeben wird, vor. Ziel dieses Zertifikats ist es eine Kontrollgrundlage zur nachhaltigen Produktion und zum Nachweis der Qualität von Pflanzenkohle zu schaffen. Dafür werden jedes Jahr neue Erkenntnisse aus der Forschung und Praxis in die Richtlinie aufgenommen.

Nach dem Europäischen Pflanzenkohle Zertifikat gibt es zwei verschiedene Pflanzenkohle-Qualitätsstufen (basic und premium). Diese unterscheiden sich hinsichtlich bestimmter Grenzwerte und ökologischer Anforderungen.

Das Zertifikat regelt die eingesetzte Biomasse, die Produktionstechnik, die zugelassenen/notwendigen Eigenschaften der Pflanzenkohle und deren Ausbringung.

Die zu verwendenden Ausgangsstoffe sind in einer Positivliste im Anhang 1 des Zertifikats aufgeführt. Zusätzlich sind u.a. eine nachhaltige Produktion festgelegt und die Einhaltung von Transportdistanzen vorgegeben. Des Weiteren gibt es Dokumentationspflichten über die verwendeten Biomassen. Die Produktionsbedingungen sind nach einem festgesetzten Protokoll für jede Charge zu dokumentieren.

Nach dem Europäischen Biokohlezertifikat (EBC, 2012) hat die Charakterisierung der Biokohle so zu erfolgen, dass die Einhaltung aller umweltrelevanten Grenzwerte garantiert ist und die für die Landwirtschaft wichtigen Produkteigenschaften ausgewiesen werden können. In der Tab. 2.12 sind die im EBC geforderten Parameter zur Charakterisierung von Biokohle dargestellt.

Tab. 2.12: Parameter zur Charakterisierung von Biokohle (EBC, 2012)

Parameter	Biokohle-Qualität		Prüfverfahren
Kohlenstoffgehalt	>50 % TM		DIN 51732
Black-Carbon-Gehalt	10 - 40% des Gesamtkohlenstoffs		Keine standardisierte Methodik vorliegend
H/C-Verhältnis	< 0,6		DIN 51721
O/C-Verhältnis	< 0,4		
Nährstoffgehalte	N, P, K, Mg, Ca sind anzugeben		DIN EN ISO 17294 – 2 (E29)
Schwermetalle	<u>basic</u>	<u>premium</u>	DIN EN ISO 17294-2 (E29)
Pb [g/t TM]	150	120	Quecksilber: DIN EN 1483 (E12)
Cd [g/t TM]	1,5	1	
Cu [g/t TM]	100	100	
Ni [g/t TM]	50	30	
Hg [g/t TM]	1	1	
Zn [g/t TM]	400	400	
Cr [g/t TM]	90	80	
pH-Wert	x	x	pH: DIN 10390
Schüttdichte	x	x	Wassergehalt: DIN 51718,
Wassergehalt	x	x	TGA 701 D4C
spezifische Oberfläche		x (> 150 m ² /g TM)	Spezifische Oberfläche: BET-Messung ISO 9277
Wasserhaltevermögen		x	
PAK (16EPA) [mg/kg TM]	12	4	DIN EN 15527 (unter Vorbehalt) → Messwerte

Parameter	Biokohle-Qualität		Prüfverfahren
			nicht aussagekräftig, da PAK zu stark gebunden, empfohlen wird Methode nach Hilber et al (lange Toluol-Extraktion)
PCB [mg/kg TM]	0,2		AIR DF 100, HRMS
Dioxine/Furane [ng/kg]	20		

Weitere Regelungen enthält das IBI-Papier: Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar That Is Used in Soil. Nach den IBI Standards darf Biokohle keine schädlichen Gehalte an Schwermetallen enthalten (IBI, 2013). Dieses Dokument enthält drei Kategorien von standardisierten Methoden zur Untersuchung von Biokohle.

- Test-Kategorie A – Basisanalyse: für alle Biokohlen durchzuführen, z.B. C_{org} , pH-Wert
- Test Kategorie B – Toxikologische Bewertung: für alle Biokohlen durchzuführen, z.B. Keim-Hemmungstest, Cadmium, PAK
- Test Kategorie C – umfangreiche Analyse und bodenverbessernde Eigenschaften, z.B. Gesamtoberfläche, verfügbarer Stickstoff (N_{min})

Vogel, et al. (2015) vergleichen die schadstoffseitigen Anforderungen des EBC mit den Grenzwerten der DüMV und mit den Vorsorgewerten der BBodSchV und Bioabfallverordnung. Es zeigte sich, dass die Werte der DüMV für Pb, Cd, Ni, Hg eingehalten werden. Für Cr, Zn und Cu macht die DüMV keine Angaben. Zusätzlich verglichen (Vogel, et al., 2015) die Werte der premium-Biokohle und basic-Biokohle mit den Vorsorgewerten der BBodSchV (70 %) für Lehm/Schluff. Von der Basic-BK werden alle Werte überschritten. Von der Premium-BK werden nur die Parameter Cd und Ni eingehalten. Beide Biokohlequalitäten halten die Grenzwerte der Düngemittelverordnung für Dioxine/Furane ein. Für PAK wird der Grenzwert der BBodSchV von der Biokohle mit Premiumqualität eingehalten. Der Vorsorgewert für PCB wird von beiden Qualitäten überschritten. Damit stellen nach Vogel, et al. (2015) die Grenzwertvorschläge der EBC eine mögliche Basis für eine Regelung für die Anwendung von Biokohle/Pflanzenkohle dar. Allerdings sollte gegebenenfalls eine Wertanpassung erfolgen, um auch die Vorgaben der Bundes-Bodenschutzverordnung einzuhalten.

Eine detaillierte Zusammenfassung zu rechtlichen Fragestellungen bezüglich der Biokohle ist dem UBA-Bericht Texte 04/2016 auf den Seiten 108 – 123 zu entnehmen (Haubold-Rosar, et al., 2016).

2.3.4 Biologische Tests zur Überprüfung der Qualität von Biokohle

Die Vorteile der Anwendung ökotoxikologischer Testverfahren zur Qualitätsüberprüfung wurden bereits im Kapitel 2.1.5 erläutert. Nach den IBI Standards gibt es einen Biotest zur Ermittlung der Wirkung der Biokohle auf die Samenkeimung von Salat (*Lactuca sativa* L.) Dieser Test wurde auf der Grundlage einer OECD-Methode (1984) von van Zwieten, et al. (2010a) beschrieben.

Für die Überprüfung der Biokohlequalität sind biologische Verfahren allerdings bislang nicht gebräuchlich. Busch, et al. (2012) haben einen Versuch unternommen Biokohle durch einfache ökotoxikologische Tests zu bewerten. Folgende Tests wurden durchgeführt: Gasförmige Phytotoxine im

Keimpflanzenversuch mit Kresse (BGK, 2006), Pflanzenverträglichkeit im Keimpflanzenversuch mit Sommergerste - Keimung und Wachstum (BGK, 2006), Pflanzenverträglichkeit im Keimpflanzenversuch mit Salat - Keimung (DIN ISO 17126) und der Regenwurmfluchttest (DIN ISO 17512). Die Auswahl der Tests richtete sich nach folgenden Kriterien: die Tests mussten für alle Kohletypen passen, von kurzer Dauer, einfach durchführbar und die Ergebnisse reproduzierbar sein.

Im Kresstest nachgewiesene negative Effekte waren wahrscheinlich auf fehlendes Wasser in der Versuchsatmosphäre zurückzuführen, welches auf die sorptiven Effekte der Biokohle zurückgeht. Auf die Keimung und das Wachstum der Gerste zeigte die Biokohle keine signifikante Wirkung. Es wurde aber eine geringe Steigerung der Samengewichte mit BK-Zugabe beobachtet. Für den Salattest zeigte sich keine signifikante Wirkung. Im Regenwurmfluchttest wurde die Kohle bei drei von vier Testläufen bevorzugt. Alle Tests waren reproduzierbar. Grundsätzlich zeigt sich aber, dass mehr Kohlen untersucht werden müssen um die Methoden zu verifizieren und eine Spanne von möglichen toxischen Effekten aufzuzeigen. Dazu wären genauere Untersuchungen von Dosis-Wirkungsbeziehungen nötig.

2.4 Ausgewählte Einsatzbereiche von Biokohle

Für Biokohle sind in der Literatur diverse Nutzungsmöglichkeiten beschrieben. In Abb. 2.11 sind diese dargestellt.

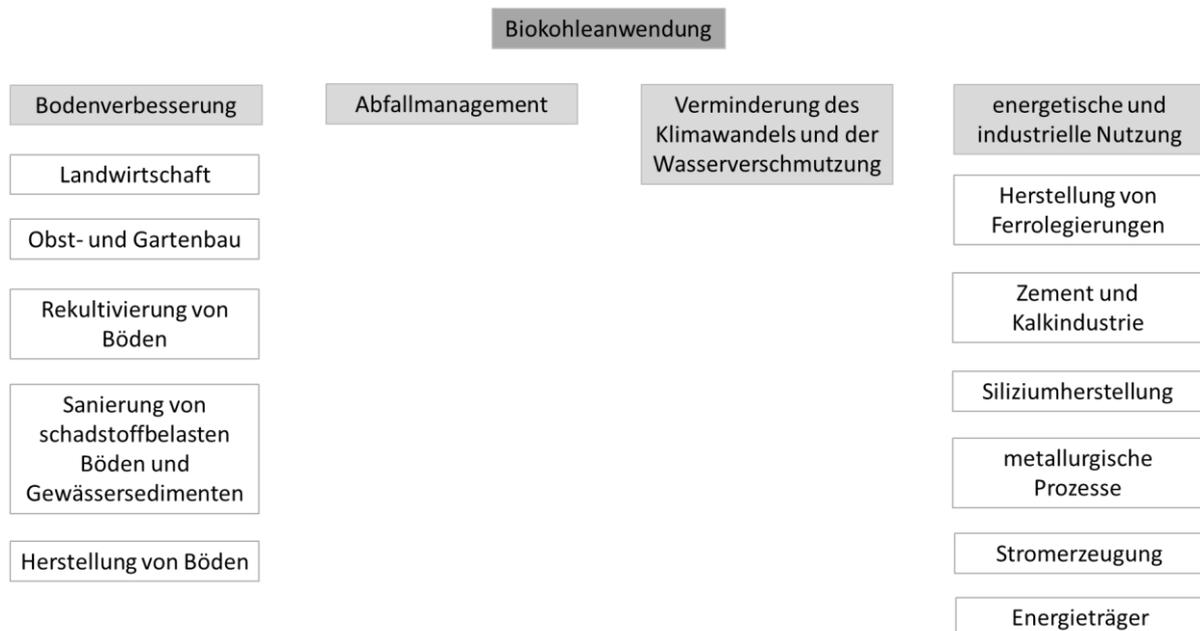


Abb. 2.11: Nutzungsmöglichkeiten von Biokohle

Die größte Bedeutung hat die Biokohle bislang in der Landwirtschaft und im Gartenbau, da sie die Funktionen der Böden und das Pflanzenwachstum verbessern kann und gleichzeitig zur Kohlenstoffspeicherung beiträgt (Lehmann, et al., 2009), (Haubold-Rosar, et al., 2016). In der Landwirtschaft wird Biokohle neben der Aufbringung auf Böden auch als Zusatz zur Stallmistkompostierung und zu flüssigen Wirtschaftsdüngern verwendet, weiterhin kann sie als Stall-

Einstreu und Futterzusatz verwendet werden. Auch als Zusatz zur Vergärung von Biomassen in Biogasanlagen kommt Biokohle zum Einsatz.

Im Gartenbau wird Biokohle zur Herstellung von Erden, Anzucht- und Kultursubstraten und zur Torfsubstitution eingesetzt. Auch dient sie als Hilfsstoff für die Kompostierung, z.B. (Dias, et al., 2010) (Theeba, et al., 2012).

2.4.1 Gartenbau – Einfluss von Biokohle auf die Kompostierung und die Kompostqualität

2.4.1.1 Einfluss der Biokohle auf den Kompostierprozess

Die Eigenschaften der Biokohle führen zu komplexen Interaktionen mit den Komponenten des Bodens (Joseph et al 2010), diese Interaktionen sind auch in der Kompostmatrix zu erwarten. Die Co-Kompostierung von Biokohle führt wahrscheinlich zu einem beschleunigten Kompostierprozess und zu einem Substrat mit erhöhter Fruchtbarkeit und einem erhöhtem C-Sequestrierungspotential (Fischer, et al., 2012). Die Biokohle wird durch den Kompost mit Pflanzennährstoffen, besonders mit Stickstoff aufgeladen.

In diversen wissenschaftlichen Arbeiten wurde Biokohle mit verschiedenen (6 – 50 % BK an der Kompostiermasse) Mengen erfolgreich als Kompostzuschlagstoff eingesetzt, z.B. (Theeba, et al., 2012), (Dias, et al., 2010), (Terytze, et al., 2015), (Fischer, et al., 2012), (Glaser, et al., 2013), (Jindo, et al., 2012b). In allen Studien verbesserte die Biokohle die Kompostqualität und optimierte den Kompostierprozess. Terytze, et al. (2015) beobachteten beispielsweise Verbesserungen bei den Parametern Feuchte, Geruch, Substratstruktur und Feuchtrohdichte. Besonders hinsichtlich der Hygienisierung zeigt sich die positive Wirkung der Biokohle, da tendenziell höhere Temperaturen während der Intensivrotte erreicht wurden, die zu einer verbesserten Hygienisierung führen (Terytze, et al., 2015).

Ein negativer Effekt der Kompostierung sind die hohen **Kohlenstoffverluste** während des Kompostierprozesses. Diese Effekte können durch die Biokohlezugabe verringert werden. Ishizaki, et al. (2004) beobachteten beispielsweise einen geringeren Abbau der organischen Substanz im Kompost, wenn 30% Biokohle zu Beginn der Kompostierung zugegeben wurde. Dias, et al. (2010) beobachteten eine Verringerung der löslichen organischen Inhaltsstoffe in einem Kompost dem 50 % Biokohle zugegeben wurde.

Die Biokohlezugabe hat auch auf den Verlust von Stickstoff, Treibhausgasemissionen und die Freisetzung von Nährstoffen positive Auswirkungen die im Folgenden beschrieben werden.

Biokohle kann **Stickstoffverluste** signifikant reduzieren (Hua, et al., 2009), (Chen, et al., 2010). Die N-Verluste scheinen mit steigenden Biokohlemengen geringer werden (Steiner, et al., 2015). Mechanismen die N-Verluste reduzieren sind eine verbesserte Belüftung (Chen, et al., 2010), (Steiner, et al., 2010), die Adsorption von NH_3 -Adsorption an der Biokohle (Taghizadeh-Toosi, et al., 2011) sowie die Sorption von organischem Stickstoff (Prost, et al., 2013).

Sonoki, et al. (2013) berichten über eine Reduzierung von **CH₄- und N₂O-Emissionen** während der Kompostierung durch die Zugabe von Biokohle. Auch hier werden als Gründe eine Verbesserung der physikalischen Eigenschaften der Kompostmatrix, eine verbesserte Gasdiffusion und eine verbesserte Durchlüftung genannt.

Terytze, et al. (2015) beschreiben, dass die Zugabe von Biokohle vor dem Kompostierprozess zu einer reduzierten Auswaschung von **Nitrat, Phosphor und Kalium** führt. Des Weiteren wurde nachgewiesen, dass bei gealterter/gelagerter Biokohle dieser Effekt verstärkt auftritt. Zurückgeführt wird das auf die Oxidation der Biokohleoberflächen, die zu einer Erhöhung der funktionellen Gruppen führt, an die die Nährstoffe gebunden werden können.

Verschiedene Autoren haben Untersuchungen zum Einfluss von Biokohle auf die **Häufigkeit und Aktivität von Mikroorganismen** während der Kompostierung durchgeführt. In der Folge wurde über verbesserte/steigende mikrobielle Populationen von Bakterien, Pilzen und Actinomyceten und über Veränderungen der mikrobiellen Zusammensetzung während der Kompostierung verschiedener organischer Abfälle berichtet (Hua, et al., 2011), (Jindo, et al., 2012a), (Theeba, et al., 2012). Des Weiteren wurde Biokohle im Kompost als Matrix für die Vermehrung von kompostierenden Mikroorganismen beschrieben (Yoshizawa, et al., 2005, 2007). Steiner, et al. (2011) beobachteten einen Anstieg der CO₂ Abgabe während der Kompostierung, auch dieses lässt auf eine verbesserte **mikrobielle Umsetzung** schließen. Als Gründe dafür werden eine steigende Oberfläche, bevorzugte Feuchtigkeitsgehalte durch die steigende Wasserhaltekapazität und die Sorption von verfügbaren Kohlenstoffkomponenten angegeben.

Die beschriebenen Auswirkungen der Biokohle auf die Kompostorganismen können wichtige Funktionen beeinflussen: Abbau organischer Materialien, Mineralisierung, Immobilisation von Nährstoffen, Treibhausgasausstoß und die Interaktion mit Schadstoffen sowie die Unterdrückung von Pathogenen (Fischer, et al., 2012).

2.4.1.2 Einfluss der Biokohle auf die Kompostqualität

Die Co-Kompostierung der Biokohle führt zu **Veränderungen der Biokohleoberfläche**. Die Oxidation der Biokohleoberfläche, die durch die hohen Temperaturen während der Kompostierung begünstigt werden, führt zu Veränderungen der physikalisch-chemischen und sorptiven Eigenschaften (Prost, et al., 2013), (Hua, et al., 2009), (Hua, et al., 2011)). Es wird über eine Erhöhung der funktionellen Gruppen berichtet, während die grundlegende molekulare Struktur der Biokohle erhalten bleibt (Hua, et al., 2009), (Hua, et al., 2011). Beispielsweise wurde ein Anstieg der KAK beobachtet. Auf der anderen Seite wurde auch berichtet, dass die Oberfläche der Biokohle während der Kompostierung geringer wird, da organische Bestandteile des Komposts die Mikroporen verstopfen (Prost, et al., 2013). Ebenfalls kann die Adsorption von organischem Material auf der Biokohleoberfläche während der Kompostierung zu einem Anstieg oder einem Abfall der Adsorption von Metallen führen, je nach ihrer Affinität und ihres Adsorptionsverhalten (Steiner, et al., 2015).

Im Forschungsvorhaben TerraBoGa wurde nachgewiesen, dass die dort hergestellten Biokohlekomposte die **Qualitätsvorgaben** der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. einhalten (Terytze, et al., 2015). Steiner, et al. (2015) merken allerdings an, dass konventionelle Reifekriterien neu bewertet werden und an die Biokohle angepasst werden müssen. Der Grund ist die Verringerung des löslichen organischen Materials durch die Sorption löslicher Komponenten an der Biokohleoberfläche, besonders während der Reifephase der Kompostierung. Das kann dazu führen, dass Parameter, die zur Bewertung der Kompostqualität genutzt werden, nicht mehr geeignet sind, um diese zu bewerten (C/N-Verhältnis, Rückgang wasserlöslicher Inhaltsstoffe, Steigerung der sogenannten Humifizierungs-Indizes (Dias, et al., 2010)).

Bei der Untersuchung der **pflanzenbaulichen Wirkung** von Biokohlesubstraten im TerraBoga-Projekt zeigten die ausgewählten tropischen und subtropischen Pflanzen sowie die Pflanzen der temperierten Zone gleichwertige bis in einzelnen Fällen bessere im Vergleich zu den herkömmlich verwendeten Pflanzsubstraten mit Torf. In den Freilandversuchen konnten teilweise signifikante Mehrerträge durch die Anwendung von Biokohlekomposten nachgewiesen werden (Terytze, et al., 2015). Es zeigte sich, dass die Verwendung von Biokohlekompost als Substratkomponente die Verwendung von **Torf und weiteren Zuschlagstoffen** minimieren kann.

Des Weiteren wurden durch den Einsatz von Biokohlesubstraten positive **phytopathogene Einflüsse** beobachtet.

Aus Wu, et al. (2017) sind folgende zusammenfassende Abbildungen zur Wirkung von Biokohle auf die Kompostierung (Abb. 2.12) bzw. zur Wirkung der Kompostierung auf die Biokohle (Abb. 2.13)Abb. 2. entnommen.

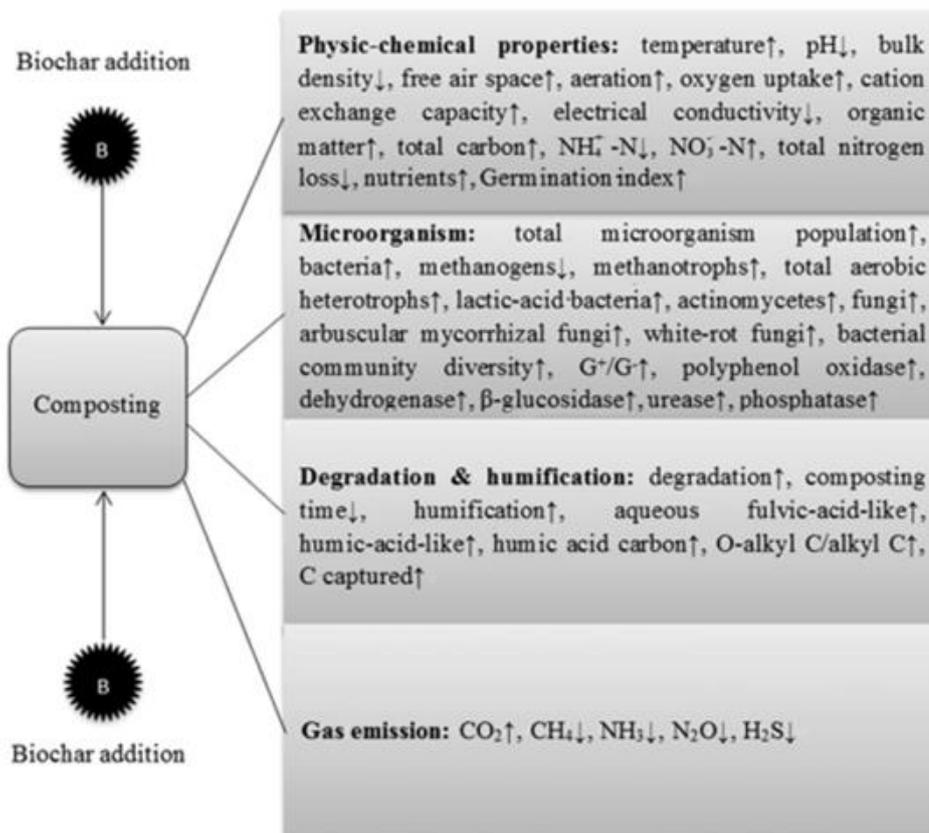


Abb. 2.12: Effekt der Biokohle auf die Kompostierung, G⁺/G⁻ (Verhältnis von Gram-positiven zu Gram-negativen Bakterien, ↑ (Steigerung oder Verbesserung), ↓ (Verringerung), (Wu, et al., 2017)

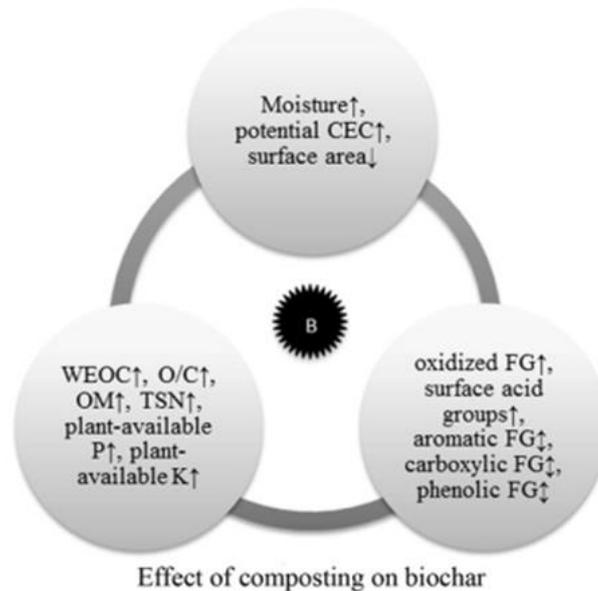


Abb. 2.13: Effekt der Kompostierung auf die Biokohle, CEC: cation exchange capacity, WEOC: water extractable organic carbon, O/C: O/C ratio, OM: organic matter, TSN: total soluble nitrogen, FG: functional group, ↑ Steigerung, ↓ Verringerung, ↕ einige steigen, andere sinken, (Wu, et al., 2017)

2.4.2 Landwirtschaft – Wirkung von Biokohle und Biokohlekompost auf Bodenorganismen

2.4.2.1 Gesamtüberblick

Umfassende Literaturstudien zum Einfluss der Biokohle auf Bodenlebewesen enthalten u.a. die Arbeiten von Lehmann, et al. (2011) und Thies, et al. (2015).

Das Kapitel ist wie folgt aufgebaut: Nach einer kurzen Zusammenfassung wird auf die Bedeutung der Biokohle als Lebensraum für Organismen eingegangen. Anschließend werden die durch die Biokohleaufbringung bzw. Einbringung beeinflussten Bodeneigenschaften behandelt. Schließlich erfolgt eine kurze Abhandlung zum Thema Biokohle als Substrat für Organismen. Ausführlich wird auf das Verhalten von Bodenlebewesen unter dem Einfluss von Biokohle eingegangen. Der Schwerpunkt liegt entsprechend den Fragestellungen der vorliegenden Dissertation auf dem Einfluss der Biokohle auf die Aktivität von Mikroorganismen (mikrobielle Atmung, die Nitrifikation) und das Verhalten von Regenwürmern. Abschließend wird kurz erläutert inwieweit Biokohle gängige bodenbiologische Methoden beeinflusst.

Bodenbiologische Gemeinschaften reagieren sehr empfindlich auf Bodenbearbeitung einschließlich der Zugabe organischer Materialien (Amlinger, et al., 2006). Allerdings unterscheidet sich die Wirkung der Biokohle auf Bodenlebewesen von Zugaben anderen organischen Materials, wie z.B. Kompost, denn aufgrund ihrer Persistenz stellt die Biokohle in der Regel keine signifikante Quelle für das

Organismenwachstum und die Energieversorgung dar (Thies, et al., 2015). In vielen Studien wurde ein starker Einfluss der Biokohle auf die biologischen Bodeneigenschaften nachgewiesen (Lehmann, et al., 2011), (Ameloot, et al., 2013), (Thies, et al., 2015). Nach Thies, et al. (2015) können die bodenbiologischen Gemeinschaften durch die Biokohlezugabe u.a. auf folgende Weise beeinflusst werden:

- Biokohlepartikel als Lebensraum für Mikroorganismen (Schutz vor Fressfeinden und Austrocknung (Steinbeiss, et al., 2009), (Lehmann, et al., 2011)
- Biokohle ändert die abiotischen Faktoren im Boden (z.B. pH-Wert, Veränderung des Vorhandenseins und der Verfügbarkeit toxischer Stoffe), dadurch haben einige Populationen Wettbewerbsvorteile gegenüber anderen Organismenpopulationen (Graber, et al., 2011), (Graber, et al., 2011) (McCormack, et al., 2013)
- Biokohle kann als Energiequelle oder mineralischer Nährstoff verwendet werden (Saito, et al., 2002); (Warnock, et al., 2007); (Ameloot, et al., 2013)
- Biokohle kann die Kommunikation unter den Bodenlebewesen verändern, indem sie wichtige Signalstoffe/Signalmoleküle adsorbiert (Masiello, et al., 2013)
- Biokohle kann Nahrungsnetz-Interaktionen im Boden verändern (abh. von der Qualität des Kohlenstoffs und seiner Verfügbarkeit für Bodenbakterien und Pilze (McCormack, et al., 2013)

Die Poren der Biokohle bieten einen idealen Lebensraum für Bodenmikroorganismen (Warnock, et al., 2007), da sie Schutz vor Feinden und Konkurrenten sowie gleichzeitig Wasser und Nährstoffe bieten (Thies, et al., 2009), (Lehmann, et al., 2011). Die Adhäsion von Mikroorganismen an die Biokohle hängt dabei von der Porengröße ab.

Biokohle als Zusatzstoff in Böden kann aufgrund ihrer Eigenschaften (z.B. Porosität, pH-Wert) die physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter eines Bodens entscheidend verändern. Besonders der pH-Wert, die Wasserhaltekapazität, die Ionenaustauschkapazität sowie die Struktur des Bodens werden beeinflusst. Die Änderungen in der chemischen und physikalischen Umwelt der Organismen führen zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung, in der Häufigkeit und in der Aktivität der Organismen z.B. (Pietikäinen, et al., 2000), (Jin, et al., 2008), (Khodadad, et al., 2011), (Jin, 2010), (Ameloot, et al., 2013), (Dempster, et al., 2012) (Gomez, et al., 2014), (Cao, et al., 2017). Die in diesen Studien vorgelegten Ergebnisse zeigen allerdings gegensätzliche Effekte der Biokohle auf die mikrobielle Aktivität, Biomasse, Fauna und die Pflanzenentwicklung. Die meisten Studien an Mikroorganismen zeigen, eine Steigerung der mikrobiellen Biomasse und signifikante Änderungen der mikrobiellen Artenzusammensetzung und Enzymaktivität. Lehmann, et al. (2011) betonen jedoch, dass der Einsatz von Biokohle nicht zwangsläufig zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse im Boden führt, sondern lediglich eine Veränderung einiger Mikroorganismen-Populationen hervorrufen kann. Mit den veränderten Lebensbedingungen (pH-Wert, Wassergehalt, Nährstoffangebot, Lebensraum, Kohlenstoffgehalt, u.v.m.) ändert sich demzufolge die Dominanz einzelner Arten. Steiner, et al. (2011) führen eine verbesserte Sauerstoffverfügbarkeit, eine gesteigerte Atmungsaktivität des Bodens sowie eine Stimulation des Mikroorganismenwachstums, als Folge der verringerten Rohdichte nach BK-Zugabe an.

Die Wirkung von Biokohle auf die Bodenfauna wurde bisher kaum untersucht, viele Effekte sind deshalb ungeklärt. Die meisten Studien gibt es für Regenwürmer. Deren Resultate sind allerdings widersprüchlich (Lehmann, et al., 2011), (Ameloot, et al., 2013), (Weyers, et al., 2011). In einigen Untersuchungen wurden Böden, denen Biokohle zugeben wurde von den Würmern bevorzugt, z.B. (Topoliantz, et al., 2003), (Topoliantz, et al., 2005), (Trupiano, et al., 2017), in anderen Versuchen zeigten sich negative Effekte der Biokohle auf die Regenwürmer (Gomez-Eyles, et al., 2011), (van

Zwieten, et al., 2010a). Die Ergebnisse waren neben den Biokohleeigenschaften abhängig von den Eigenschaften des verwendeten Bodens und der untersuchten Regenwurmart.

Die gegensätzlichen Effekte der Biokohle im Boden bzw. auf Bodenlebewesen sind auf die hohe Diversität der eingesetzten Biokohlen zurückzuführen. Aufgrund der verschiedenen Inputmaterialien, Pyrolysebedingungen (Zeit und Temperatur), ihrem Oxidationsgrad (frische/gealterte Biokohle) und der Nachbehandlung (Kompostierung, Fermentierung, Nährstoffaufladung) variieren Biokohlen stark in ihren Eigenschaften (Lehmann, et al., 2011), (Thies, et al., 2015). Des Weiteren hängt die Wirkung der Biokohle auch stark von den Bodeneigenschaften ab. Zusätzlich verändern sich die Biokohleeigenschaften mit der Zeit und führen damit zu einem dynamischen System.

Die Wirkung der Biokohle wird durch folgende äußere sich ständig ändernde Faktoren bestimmt (Joseph, et al., 2010):

- Nährstoffzusammensetzung
- Nährstoffverfügbarkeit
- Gehalt an organischen Kohlenstoff
- Bodenmineralogie und -textur
- pH-Wert
- Gegenwart von Toxinen
- Bodenorganismen
- Pflanzen
- Nähe der Biokohlen zur Rhizosphäre
- Temporale Veränderung der Bodenfeuchtigkeit

Alle diese Faktoren zusammen haben Einfluss auf die Aktivität, Häufigkeit und Diversität von biologischen Gemeinschaften in Böden, denen Biokohle zugegeben wurde

2.4.2.2 Biokohle als Lebensraum und Nahrungsquelle für Bodenorganismen

Lebensraum Biokohle

Biokohlen besitzen aufgrund ihrer porösen Struktur eine hohe innere Oberfläche, an die lösliches organisches Material, Gase und anorganische Nährstoffe adsorbieren können. Die Poren der Biokohle stellen daher ein ideales Habitat für Mikroorganismen dar. Zudem bieten die Poren der Biokohle Schutz vor Fressfeinden (Saito, et al., 2002); (Warnock, et al., 2007). Mikroorganismen können auch von der erhöhten Feuchtigkeit, die ein hoher Porenraum mit sich bringt profitieren. Nach Thies, et al. (2015) ist die Besiedlung der Poren abhängig von:

- Größe der Poren
- eventueller Verschluss der Poren durch Minerale, Bioöle und andere flüchtige und weniger flüchtige Komponenten, die an der Biokohleoberfläche während der Pyrolyse rekondensiert sind
- Zusammensetzung der Porenatmosphäre
- Wasser-/Luft-Verhältnis

Eine wichtige Rolle hinsichtlich der Qualität der Biokohle als Lebensraum für Mikroorganismen spielt die Zeit. Biokohlen mit einem hohen Gehalt an mineralischer Asche oder auf ihrer Oberfläche

kondensierten flüchtigen Materialien zeigen erst nach dem Auswaschen bzw. der Mineralisation eine Erhöhung des Porenvolumens und damit eine Erhöhung der Wasserhaltekapazität, der Kolonisationsmöglichkeit für Mikroorganismen und eine Erhöhung der Fähigkeit verschiedene Materialien zu adsorbieren. Wenn Biokohle altert, setzen sich ihre Poren mit Tonen, Mineralien, mikrobiologischen Stoffwechselprodukten und anderen organischen Materialien zu. Ergebnisse aus einem Feldversuch von Quilliam, et al. (2013) zeigen, dass Biokohle nach 3 Jahren keine attraktive Umgebung mehr für Mikroorganismen darstellt.

Biokohle als Substrat

Biokohle besteht aus sehr stabilen Kohlenstoffverbindungen die einen schwer abbaubaren Kohlenstoffpool im Boden bilden. Ihre Abbauprodukte gehen aber auch in den teilstabilen und aktiven Kohlenstoff-Pool über (Haubold-Rosar, et al., 2016).

Biokohle als Kohlenstoffsubstrat kann, wie oben dargestellt, viele Bodenprozesse und Eigenschaften wie im Wesentlichen die Nährstoffkreisläufe, die Rückhaltefunktion des Bodens für Wasser und Nährstoffe und die Bodenstruktur beeinflussen.

Dabei spielen sowohl die Qualität als auch die Quantität der Biokohle eine entscheidende Rolle. Die Qualität der Biokohle ist abhängig vom Inputmaterial und von den Pyrolysebedingungen. Eine schnelle Carbonisierung und niedrige Temperaturen hinterlassen residuale Bioöle und andere rekondensierte Derivate auf der Biokohleoberfläche. Pyrolyse-Kondensate wie Säuren, Alkohole, Aldehyde, Ketone und Zucker können leicht durch Bodenmikroben metabolisiert werden. Es wurde nachgewiesen, dass diese Substanzen als Energiequelle für ausgewählte Mikroben dienen können (Ogawa, 1994), (Zackrisson, et al., 1996), (Watzinger, et al., 2014) und (Maestrini, et al., 2014).

Die Kondensate können auch toxisch für Pflanzen (McClellan, et al., 2007) und Mikroben sein, denn abhängig von der Pyrolysetemperatur enthalten Pyrolyserückstände auch Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, Kresole, Xylenole, Formaldehyde, Acrolein und andere toxische Carbonyl-Gruppen. Grundsätzlich werden immer nur einige wenige Arten gefördert, nämlich solche, die in der Lage sind diese Substanzen die zu einem bestimmten Zeitpunkt auf der Biokohleoberfläche vorkommen zu verstoffwechseln (Painter, 2001).

Mit der Zeit adsorbieren verschiedene Stoffe an der Biokohleoberfläche (z.B. DOC und andere Nährstoffe (Hamer, et al., 2004)). Die Zugabe von organischem Material wie Kompost, die Bodenart, die Textur und Pflanzen haben neben anderen Faktoren Einfluss auf die Bestandteile die an der Biokohleoberfläche adsorbiert werden können.

Alle Substanzen sind nur für kurze Zeit vorhanden (turn over time), so dass sie die Zusammensetzung der Mikroorganismen nur für eine bestimmte Zeit beeinflussen. Mikrobielle Populationen, die sich auf frischer Biokohle ansiedeln, sind solche die die darauf befindlichen Stoffe metabolisieren bzw. aufschließen können. Gealterte Biokohle wird von anderen Mikroorganismen besiedelt. Die Alterung der Biokohle führt also dazu, dass es zu einer Abfolge von Organismen kommt, die die Oberfläche kolonisieren. Smith, et al. (1992) schreiben, dass Änderungen in der Adsorptionsdynamik von Substraten (Nährstoffe und Kohlenstoff) an der Biokohle die Wettbewerbsbedingungen/-interaktionen zwischen Mikroben ändern und es so zu einer Änderung der gesamten Mikroorganismenzusammensetzung und -aktivität kommt. Dies führt zu bedeutenden Veränderungen der Nährstoffkreisläufe und damit auch der Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen.

2.4.2.3 Veränderung der Umgebungsbedingungen der Bodenorganismen

Durch die Biokohlezugabe verändern sich die abiotischen Eigenschaften eines Bodens dem sie zugegeben wird. Von besonderer Bedeutung für die mikrobielle Häufigkeit, Diversität und Aktivität sind nach Jeffrey, et al. (2011) und Husson (2013) die Feuchtigkeit, Temperatur, H⁺ - Konzentration (pH-Wert) und das Redox-Potential (Eh). Daneben spielen auch die Rohdichte und der Nährstoffhaushalt eine entscheidende Rolle.

Der **pH Wert** der Biokohle ändert den pH-Wert des Bodens dem sie zugegeben wurde. Dieses führt zu Änderungen in der mikrobiellen Zusammensetzung und zu einer Änderung des Verhältnisses zwischen Pilzen und Bakterien (Chen, et al., 2013). Unter sauren und alkalischen Bedingungen dominieren wahrscheinlich Pilze, da sie pH-toleranter sind. Grundsätzlich gibt es eine hohe Diversität der Arten in neutralen Böden und in sauren Böden die geringste Diversität. Auch die Aktivität der mikrobiellen Populationen wird durch den pH-Wert entscheidend beeinflusst. Unter sehr sauren (<4) und sehr alkalischen (>9) Bedingungen wird ein Großteil der Enzyme und andere Proteine denaturiert und inaktiviert. Der pH-Wert einer Biokohle hängt von den Inputmaterialien und von der Pyrolysetemperatur ab. Zwischen den verschiedenen Biokohlen gibt es eine hohe Variabilität.

Das **Redoxpotential (Eh)**, welches durch Oxidation und Reduktion mit Elektronentransfer bestimmt wird hat einen starken Einfluss auf die Bodenmikroorganismen (Husson, 2013). Denn viele Mikroorganismen sind an bestimmte Eh Bedingungen adaptiert. Anaerobe Bakterien können sich nur unter sehr niedrigen Eh-Werten entwickeln (Reduktionsverhältnisse). Sie sind unter diesen Bedingungen häufiger anzutreffen als Pilze (Seo, et al., 2010). Aerobe Bakterien wie Actinomyceten bevorzugen höhere Eh-Werte, aber haben eine größere Spannbreite von Eh-Werten unter denen sie sich entwickeln können als anaerobe Bakterien. Unter moderaten Reduktionsbedingungen (Eh >+250mV) gedeihen Pilze besser als Bakterien (Husson, 2013). Sowohl der feste (Joseph, et al., 2010), als auch der wasserlösliche Teil (Graber, et al., 2014) der Biokohle ist redoxaktiv und kann das Redoxpotential des Bodens ändern. Daher ist Biokohle an einer großen Spannbreite von chemischen und biologischen Elektronentransfer-Reaktionen in der Rhizosphäre beteiligt (Graber, et al., 2014). Das schließt auch alle mikrobiellen Prozesse die vom Elektronentransfer abhängen mit ein, beispielsweise die chemischen Prozesse des Stickstoffkreislaufes (Cayuela, et al., 2013) und die chemischen Prozesse die die Reduktion und Solubilisation von Nährstoffen wie Eisen und Mangan einbeziehen (Graber, et al., 2014).

Die Biokohlezugabe führt zu einer Verringerung der **Trockenrohichte**, z.B. (Karhu, et al., 2011), (Rogovska, et al., 2011), (Ventura, et al., 2013), (Devereux, et al., 2012), (Chan, et al., 2007) eines Bodens. Gründe dafür sind die geringe spezifische Dichte der Biokohle und die Erhöhung des Gesamtporenvolumens. Die Erhöhung des Porenvolumens des Bodens durch Biokohlezugabe führt zu einer **Verbesserung des Wasser- und Lufthaushalts**, z.B. (Karhu, et al., 2011), (Glaser, et al., 2002), (Abel, et al., 2013), (Ventura, et al., 2013), (Devereux, et al., 2012), (Sun, et al., 2014).

Sun, et al. (2014) und Prabha, et al. (2013) führten Studien zum Einfluss der Biokohlezugabe auf die **Aggregatstabilität** durch. Es wurde über positive Effekte der BK-Zugabe auf die Aggregatstabilität berichtet. Nach Haubold-Rosar, et al. (2016) wird deutlich, dass die hervorgerufenen Veränderungen durch die Biokohlezugabe (Aggregatstabilität, Wasserhaushalt, Porosität) in den meisten Fällen positiv zu bewerten sind. Die Vorteile der BK-Anwendung zeigen sich besonders deutlich bei sandigen und mittel-feinporenarmen Böden.

Der **Nährstoffhaushalt** von Böden wird durch die BK-Zugabe in vielfältiger Weise beeinflusst. Dazu gehören direkte Wirkungen und indirekte Wirkungen. Zu den direkten Wirkungen zählen die Änderungen des Nährstoffpools durch zugeführte Makro- und Mikronährstoffe. Diese werden im Kapitel 2.4.2.2 Biokohle als Substrat behandelt. Indirekte Effekte sind Veränderungen der Bodenreaktion, der Sorptionskapazitäten, des Wasserhaushalts, der mikrobiellen Umsetzungsprozesse, welche die Speicherung, Freisetzung und den Transport von Nährstoffen beeinflussen (Haubold-Rosar, et al., 2016). Zahlreiche Arbeiten beschäftigen sich mit der Wirkung der Biokohlezugabe auf den Stickstoffhaushalt von Böden u.a. (Rogovska, et al., 2011), (Wardle, et al., 2008) (Ball, et al., 2010), (Berglund, et al., 2004), (Bornemann, et al., 2007), (DeLuca, et al., 2006), (DeLuca, et al., 2009), (Chan, et al., 2008), (Luo, et al., 2012), (Nelissen, et al., 2012), (Botha, 2016). Nachfolgend werden einige für diese Arbeit wichtige Ergebnisse aufgelistet:

- Förderung der autotrophen Netto-N-Nitrifikation (N-Mineralisierung) in Waldböden durch Holzkohle (Rogovska, et al., 2011), (Wardle, et al., 2008). Folgende Ursachen wurden von den Autoren und in der Literatur benannt:
 - pH-Wert-Anhebung → Steigerung der Aktivität der Nitrifikanten (Glaser, et al., 2002)
 - Bindung von nitrifikationshemmenden Substanzen (z.B. Phenolen) durch Holz- bzw. Biokohle
 - Adsorption von organischen Verbindungen mit weitem C/N Verhältnis welche die N-Immobilisation fördern (Ball, et al., 2010), (Berglund, et al., 2004), (Bornemann, et al., 2007), (DeLuca, et al., 2006), (DeLuca, et al., 2009)
- oben genannte positive Priming-Effekte von Biokohle auf die N-Mineralisierung sind in Acker- und Waldböden meist nicht zu finden (DeLuca, et al., 2006), (Lehmann, et al., 2003), Gründe:
 - bereits hohes Nitrifikationsniveau
 - ausreichend labile C-Verbindungen vorhanden
 - leicht mineralisierbarer Stickstoff verfügbar
- Stimulierung des Abbaus organischer Verbindungen in Ackerböden möglich (Luo, et al., 2012), (Nelissen, et al., 2012) bei:
 - Verbesserung der Bodenreaktion durch BK-Zugabe
 - Anhebung geringer Ausgangsgehalte leicht mineralisierbarer Stoffe durch BK Zugabe
- Verringerung der N-Verfügbarkeit durch BK-Zugabe, Gründe:
 - hohe Sorptionkapazität für NH_4 adsorbiert (Dempster, et al., 2012b), (Le Leuch, et al., 2007), (Lehmann, et al., 2006), (Yao, et al., 2012), (Zheng, et al., 2013)
 - NH_4 im Feinporensystem der BK festgehalten (Saleh, et al., 2012)
 - Adsorption organischer Makromoleküle an den BK-Oberflächen
- N-Immobilisierung, insbesondere durch Zugabe frischer Kohlen (Bruun, et al., 2012), (Liang, et al., 2006), (Nelissen, et al., 2012)
 - NH_4 -Sorption
 - Rückhalt mit dem Porenwasser in den Feinporen → Verringerung der N-Auswaschung mit dem Sickerwasser (Dempster, et al., 2012c), (Ding, et al., 2010), (Lehmann, et al., 2003), (Singh, et al., 2010), (Zheng, et al., 2013b)
- Nitratspeicherung: unterschiedliche Effekte wurden beobachtet

Für Phosphor wurde eine gesteigerte Bioverfügbarkeit in Böden mit Biokohle beobachtet (Glaser, et al., 2002), (Steiner, et al., 2007), (Quilliam, et al., 2012). Als Ursachen wurden mit der BK-Gabe zugeführte P-Mengen, eine erhöhte Mineralisierung des organisch gebundenen Phosphors durch eine Steigerung der bodenbiologischen Aktivität (Warnock, et al., 2007) (Anderson, et al., 2011) benannt.

Außerdem kann auch eine Veränderung des pH-Werts zu einer veränderten Löslichkeit von Phosphor führen.

Die dargestellten Verbesserungen der mikrobiellen Umsatzleistungen und Mineralisierung organischer Verbindungen ist für viele Nährstoffe anwendbar (Haubold-Rosar, et al., 2016).

In der Literatur wird über eine Erhöhung der KAK der mit BK behandelten Böden (Ca, Mg, K, Na) berichtet. Diese wird auf die große Porosität und innere Oberfläche der Biokohle zurückgeführt. Mit der Alterung der Biokohle nimmt die Oberflächenladung zudem zu (Bird, et al., 2008) (Cheng, et al., 2008), (Downie, et al., 2009), (Novak, et al., 2009). Verschiedene Autoren berichten über eine Erhöhung der Bioverfügbarkeit von Ca, Mg und positiv geladenen Mikronährstoffen durch die BK-Anwendung (Glaser, et al., 2002), (Steiner, et al., 2007).

DeLuca, et al. (2009) berichten über eine Verbesserung der Schwefelversorgung durch pH-Wert Anhebung, da hierdurch die Mineralisation organischer Schwefelverbindungen begünstigt wird.

Grundsätzlich zeigt sich ein hohes Nährstoffspeicher- und Nährstofftransformationspotential der BK. Nährstoffverluste beispielsweise bei der Kompostierung können durch Biokohleanwendung herabgesetzt werden. Dieses betrifft insbesondere den N-Austrag mit dem Sickerwasser oder als Gas (Hua, et al., 2009), (Steiner, et al., 2010). Die große Speicherkapazität der Biokohle für Nährstoffe ist auf ihre hohe Porosität und innere Oberfläche zurückzuführen. Die Speicherkapazität insbesondere für Nährstoffkationen nimmt mit der Alterung der BK zu, da die funktionellen Gruppen auf ihrer Oberfläche zunehmen und es zu negativen Ladungsüberschüssen kommt.

2.4.2.4 Verhalten von Bodenorganismen unter Einfluss von Biokohle – mikrobielle Atmung, Nitrifikation und Regenwürmer

Überblick

Chemoheterotrophe Bodenorganismen benötigen Kohlenstoff-Substrate und Nährstoffe um ihr Wachstum und ihren Stoffwechsel zu gewährleisten. Biokohle verändert sowohl die Qualität als auch die Quantität des Kohlenstoffangebots im Boden. Sie beeinflusst die Verfügbarkeit von Hauptnährelementen durch ihre sorptiven Eigenschaften. Die Wirkung der Biokohle hängt nach Haubold-Rosar, et al. (2016) von folgenden Biokohleeigenschaften ab:

- Sorptionsfähigkeit
- pH
- Nährstoffgehalte
- Nährstoffverfügbarkeiten
- Porenstruktur
- Größe der inneren und äußeren Oberflächen

Diese Eigenschaften werden durch das Ausgangsmaterial und Herstellungsverfahren bestimmt.

Zusätzlich bestimmen die Bodeneigenschaften wie die organische Bodensubstanz, der pH-Wert, die KAK, Nährstoffverfügbarkeit und die Wasserverfügbarkeit maßgeblich die Wirkung der eingesetzten Kohlen.

Die Wirkung der Biokohlezugabe auf die Bodenorganismen wurde in einer Vielzahl von Studien mit unterschiedlichen Biokohlen und Bodentypen untersucht. Folgende wichtige Ergebnisse wurden durch Haubold-Rosar, et al. (2016) zusammengetragen:

- Es wurde sowohl ein Anstieg als auch eine Abnahme der Häufigkeit und Aktivität von Bakterien beobachtet (Deenik, et al., 2010), (Khodadad, et al., 2011), (Kolb, et al., 2009).
- Der Grad des Anstiegs der Bodenatmung hängt wesentlich von den Bodeneigenschaften ab, besonders von der bereits vorhandenen mikrobiellen Biomasse und der Nährstoffverfügbarkeit (Kolb, et al., 2009).
- Limitation für das mikrobielle Wachstum durch beschränkte Verfügbarkeit von Stickstoff (Deenik, et al., 2010), (Kolb, et al., 2009)
- Durch Sorption von Bakterien an BK-Oberflächen kann die Auswaschung von Bakterien aus dem Boden verringert werden, dadurch kann sich die mikrobielle Biomasse erhöhen (Lehmann, et al., 2011).
- Der Anstieg der Bakterienzahl und Diversität nach dem Einsatz von Hochtemperatur-BK ist auf die größere innere und äußere Oberfläche der Kohle zurückzuführen, die als neuer Lebensraum für die Mikroorganismen mit ihren Wachstumsprozessen zur Verfügung steht.

Sorption und Biologische Aktivität:

Die Biokohle im Boden kann DOC, anorganische Nährstoffe, verschiedenen Gase, toxische Stoffe wie Pestizide, Schwermetalle und PAK adsorbieren, dadurch kann sie sowohl einen positiven als auch negativen Einfluss auf die Häufigkeit, Diversität und Aktivität von Bodenorganismen haben. Einen positiven Effekt beobachteten beispielsweise Wardle, et al. (1998). Sie untersuchten in einer Kurzzeitstudie die Wirkung von Biokohle auf das Pflanzenwachstum und die mikrobielle Biomasse in einem borealen Waldboden. Die positive Wirkung führten Wardle, et al. (1998) auf die Adsorption von sekundären Metaboliten und Phenolen an die Biokohle zurück.

Ob eine Chemikalie bioverfügbar ist oder nicht, und ob diese Adsorption die mikrobielle Aktivität steigert oder nicht, hängt von der Anzahl von Bindungsplätzen für diese Chemikalie auf der Biokohleoberfläche, dem Vorhandensein von anderen Molekülen, die die Adsorptionsplätze belegen könnten, den physischen und chemischen Eigenschaften der Biokohle und dem Zugang der Mikroorganismen dazu ab (Thies, et al., 2015).

Die Adsorption von Substrat und von Mikroorganismen an der Biokohleoberfläche kann zu einer höheren Konzentration an Substrat in der Nähe der anheftenden Bakterienzelle führen und dadurch die Substratnutzung erhöhen (Ortega-Calvo, et al., 1998). Auf der anderen Seite kann die Substratnutzung auch reduziert sein. Beispielsweise können Purine, Aminosäuren und Peptide, die sich in den Zwischenlagen von sich weitenden Tonen befinden, keinen Einfluss mehr auf den mikrobiellen Stoffwechsel haben, weil die Zellen nicht in diese Zwischenräume hineinreichen können. Das ist auch für ein potentielles Substrat denkbar, welches in Biokohleporen sorbiert ist.

In vielen Fällen ist es immer noch unklar, welche Komponenten an den verschiedenen Biokohlen adsorbieren, und ob die Verfügbarkeit einer bestimmten Komponente steigt oder fällt und inwieweit dieses dann in Verbindung stehende mikrobielle Aktivitäten beeinflusst (Pietikäinen, et al., 2000).

Wirkung der Biokohle auf die CO₂-Entwicklung/mikrobielle Atmung

Die Mehrzahl der Studien beschreibt eine vorübergehende Steigerung der CO₂-Entwicklung in Böden denen Biokohle zugeben wurde. Einige Arbeiten zeigen auch einen Rückgang der CO₂-Bildung, nach einem anfänglichen Peak. Es gibt auch einige wenige Kurzzeit-Studien (< 6 Monate) bei denen es zu keiner Veränderung der CO₂-Bildung durch die Biokohle-Gabe kam. Studien, bei denen die ersten Proben erst 6 Monate nach der Zugabe der Biokohle genommen wurden zeigten keine Veränderung der CO₂-Bildung oder eine signifikante Abnahme der CO₂-Bildung mit steigender Biokohlezugabe (Tab. 2.13).

Tab. 2.13: Literatur zur Wirkung der Biokohle auf die CO₂-Entwicklung

Steigerung der CO ₂ -Entwicklung	Rückgang der CO ₂ -Bildung, nach einem anfänglichen Peak	keine Veränderung	Signifikante Abnahme der CO ₂ -Entwicklung
Steinbeiss et al. 2009 Deenik et al. 2010 Smith et al. 2010 Streubel et al. 2011 Khodadad et al. 2011 Dempster et al. 2012 Masto et al. 2013 Bruun et al. 2014 Gomez et al. 2014 Maestrini et al. 2014 Watzinger et al. 2014 Ameloot et al. 2013	Kuzyakov et al. 2009 Streubel et al. 2011 Dempster et al. 2012 Maestrini et al. 2014	<u>Proben nach < 6 Monaten entnommen</u> Castaldi et al. 2011 Yoo & Kang 2012 Wu et al. 2013 <u>Proben nach mehr als 6 Monaten entnommen</u> Domene et al. 2014 Fernández et al. 2014	<u>mit steigender Biokohlezugabe</u> Jin 2010 Schimmelpfenning et al. 2014

Aufgrund der hohen Stabilität kann man davon ausgehen, dass Mikroorganismen Pyrolysekohle nur in geringem Umfang als Energie- und Nährstoffquelle nutzen (Haubold-Rosar, et al., 2016). Biokohlen können je nach Ausgangsstoff und Herstellungsverfahren bestimmte Anteile an flüchtigen Bestandteilen enthalten. Dieser wird als labile Fraktion (volatile matter = VM) bezeichnet. Pyrolysekohlen die bei niedrigen Temperaturen hergestellt wurden enthalten einen höheren Anteil an leicht auswaschbaren bzw. mineralisierbaren Anteile, deshalb wird bei Zugabe solcher Biokohlen häufig ein signifikanter Anstieg der Bodenatmung beobachtet (DeLuca, et al., 2009), (Khodadad, et al., 2011). Da der VM-Anteil leicht auswaschbar ist, kann davon ausgegangen werden, dass die Effekte auf die Bodenatmung nur kurz nach der BK-Zugabe zu beobachten sind (Haubold-Rosar, et al., 2016).

Grundsätzlich können die stark variierenden Unterschiede zwischen den verschiedenen Studienergebnissen u. a. mit dem Zeitfaktor erklärt werden. Auffällig ist, dass es in vielen Kurzzeittests zu einer Steigerung der CO₂-Bildung kam und mit der Zeit die CO₂-Bildung abnimmt. Nach 6 und 18 Monaten wurde dann ein Rückgang der Respirations-Aktivität beobachtet (Jin, 2010).

Der **CO₂-Anstieg** kurz nach der Biokohlezugabe erklärt sich durch (Thies, et al., 2015):

- Mikroorganismen veratmen organische Stoffe (z.B. Bioöle) die an der Biokohle gebunden sind, z.B. (Deenik, et al., 2010), (Maestrini, et al., 2014), (Watzinger, et al., 2014)
- abiotische Freisetzung aus Karbonaten, z.B. (Bruun, et al., 2014) oder Freisetzung von chemisch gebundenem CO₂
- Kurzzeit-Priming und/oder Ko-Metabolismus von organischem Bodenkohlenstoff, z.B. (Pietikäinen, et al., 2000), (Kuzyakov, et al., 2009), (Maestrini, et al., 2014)
- Mikroorganismen für die die Biokohle toxisch wirkt sterben und werden von anderen resistenteren Mikroorganismen metabolisiert

Der **Rückgang der Respirations-Aktivität** nach 6 und 18 Monaten (Jin, 2010) und nach wenigen Monaten in Inkubationsversuchen (Streubel, et al., 2011), (Dempster, et al., 2012), (Paz-Ferreiro, et al., 2012), (Maestrini, et al., 2014) kann darauf hindeuten, dass:

- Biokohle die Aktivität von Mikroorganismen die die Biokohle besiedeln, aufgrund einer geringen Qualität und Quantität des Kohlenstoffs oder Vorhandensein von Toxinen limitiert
- das Verhältnis von Pilzen und Bakterien verändert wird → Pilze profitieren
- der Kohlenstoffverbrauch steigt
- die CO₂-Fixierung durch chemolithotrophe Organismen die mit der Biokohle verbunden sind steigt
- die Populationshäufigkeit sinkt
- eine Kombination von Faktoren auftritt

Eine Verringerung der CO₂-Bildung in Böden denen Biokohle zugegeben wurde kann auch durch die Chemisorption des ausgeatmeten CO₂ an der Biokohleoberfläche entstehen.

Die verringerte CO₂-Bildung in Böden denen Biokohle zugegeben wurde scheint nicht grundsätzlich auf eine geringere Aktivität der Mikroorganismen zurückzugehen, da viele Studien über eine höhere mikrobielle Biomasse berichten und dennoch geringere CO₂-Bildung (Jin, 2010), (Paz-Ferreiro, et al., 2012) oder gleichbleibende CO₂ Bildung nachweisen (Domene, et al., 2014)

Steiner, et al. (2008) beobachteten eine Steigerung der CO₂-Bildung, wenn Glukose zu den Biokohleböden zugegeben wurde. Daher wurde die verringerte Atmungsaktivität die nach einiger Zeit in Biokohleböden beobachtet wird mit einer Änderung der Substratqualität, -menge und -Verfügbarkeit erklärt.

Wirkung der Biokohle auf die mikrobielle Biomasse

Die mikrobielle Biomasse wurde sehr häufig untersucht und stieg in vielen Studien an. Verwendet wurden hauptsächlich die Fumigations-Extraktion, die Substratinduzierte Respiration oder die Phosphor-Lipid-Fettsäure-Analyse. In einigen Studien wurde keine Veränderung beobachtet, alle verwendeten die Fumigations-Extraktion. Es gibt zwei Ergebnisse von Kurzzeitinkubationen, die eine Verringerung der mikrobiellen Biomasse anzeigen.

Tab. 2.14: Literatur zur Wirkung der Biokohle auf die mikrobielle Biomasse

Steigerung der mikrobiellen Biomasse	Abnahme der mikrobiellen Biomasse	keine Veränderung
Jin 2010	Jindo et al. 2012	Fernández et al. 2014
Domene et al. 2014	Dempster et al. 2012	Chen et al. 2013
Steinbeiss et al. 2009		Castaldi et al. 2011
Masto et al. 2013		Rutigliano et al. 2014
Gomez et al. 2014		Ventura et al. 2014
Maestrini et al. 2014		Yoo und Kang 2012
Watzinger et al. 2014		Paz Ferreiro et al. 2012

Wirkung der Biokohle auf die Nitrifikation

Die Nitrifikation ist ein Bestandteil des Stickstoffkreislaufs bei dem Ammonium im ersten Schritt zu Nitrit und in einem weiteren Schritt zu Nitrat oxidiert. Jede Veränderung der NH₄⁺-Menge, -Verfügbarkeit etc. wird die Aktivität und Häufigkeit der nitrifizierenden Mikroorganismen, die Ammonium als Elektronenspender benutzen um CO₂ in ihren Zellen zu binden beeinflussen. Ammonium wird aus der organischen Bodensubstanz durch die Aktivität von mikrobiellen extrazellulären Enzymen freigesetzt. Wenn Biokohle altert steigen die funktionellen Gruppen auf der

Biokohleoberfläche, dieses führt zu einer steigenden Adsorption von Ammonium und zu gravierenden Veränderungen des Stickstoff-Kreislaufs, da Pflanzen und Organismen weniger Ammonium aus der Bodenlösung zur Verfügung steht (Thies, et al., 2015).

Es ist nicht klar, ob die NH_4^+ Adsorption an der Biokohle den Elektronentransfer fördert oder hemmt. Wenn das an der Biokohle sorbierte Ammonium verfügbar bleibt, würde die Nitrit- bzw. Nitratproduktion und potentiell auch die Häufigkeit der Nitrifizierer in Böden denen Biokohle zugegeben wurde ansteigen. Daraus wurden dann Veränderungen beim verfügbaren Nitrat resultieren, die wiederum die Denitrifikation (NO_3^- zu N_2) beeinflusst (Thies, et al., 2015). Weitere aufgeführte Prozesse die zu Veränderungen der Nitratverfügbarkeit führen sind:

- NO_3^- -Sorption am DOC
- NO_3^- -Immobilisierung in mikrobieller Biomasse
- NO_3^- -Speicherung an/in Biokohle

Bei Thies, et al. (2015) werden einige Ergebnisse zur Nitrifikation aufgeführt, einige sind nachfolgend benannt:

- keine Unterschiede der Nitrifikationsraten zw. Böden mit und ohne BK-Zugabe nach 3 und 14 Monaten (Castaldi et al 2011)
- steigende Nitrifikation in den ersten 18 Tagen, kein Unterschied mehr nach 5 Monaten in Böden mit BK-Zugabe (Maestrini et al 2014)

Neben einem ausführlichen Überblick zur Denitrifikation und Stickstofffixierung als weitere Teile der Stickstofftransformation finden sich bei Thies, et al. (2015) auch Zusammenfassungen zu Enzymaktivitäten, Rhizosphären-Mikrobiomen, Bakterien und Archaea und Pilzen.

Grundsätzlich wird bei Thies, et al. (2015) bemängelt, dass es die meisten Studien zu Kurzzeitinkubationen zur Untersuchung der Aktivität, Diversität und Häufigkeit für Mikroorganismen gibt, obwohl frische Biokohle keine hospitable Umgebung für viele potentielle mikrobielle Kolonisierer darstellt. Frühe Kolonisierer müssen in der Lage sein, die Umgebung die frische Biokohle mitbringt wie wenig verfügbare Kohlenstoffquellen und/oder toxische Verbindungen zu tolerieren.

Biokohle kann vielseitige Wirkungen auf Mikroorganismen haben, nicht auf jede Bakterienart ist diese Wirkung gleich groß, deshalb kommt es zu Verschiebungen in der Häufigkeitsstruktur mikrobieller Biozöosen (Anderson, et al., 2011), (Khodadad, et al., 2011), (Kolton, et al., 2011).

Zusammenfassende Informationen zur Auswirkung von Biokohle auf die Mykorrhiza finden sich u.a. bei Thies, et al. (2009), Thies, et al. (2015) und Haubold-Rosar, et al. (2016).

Wirkung der Biokohle auf die Bodenfauna

Biokohle ruft Veränderungen in der chemischen und physikalischen Umwelt der Organismen hervor (Kap. 2.4.2.3). Natürlich beeinflussen diese Veränderungen die Bodenfauna nicht nur direkt wie z.B. über eine pH-Änderung, sondern auch indirekt durch die Veränderungen die bei den Mikroorganismen und Pilzen hervorgerufen werden. Dieser sogenannte top/down-Effekt funktioniert auch andersherum, da die Veränderungen der Fauna auch die Arten auf einem niedrigeren trophischen Level beeinflussen (Abb. 2.14).

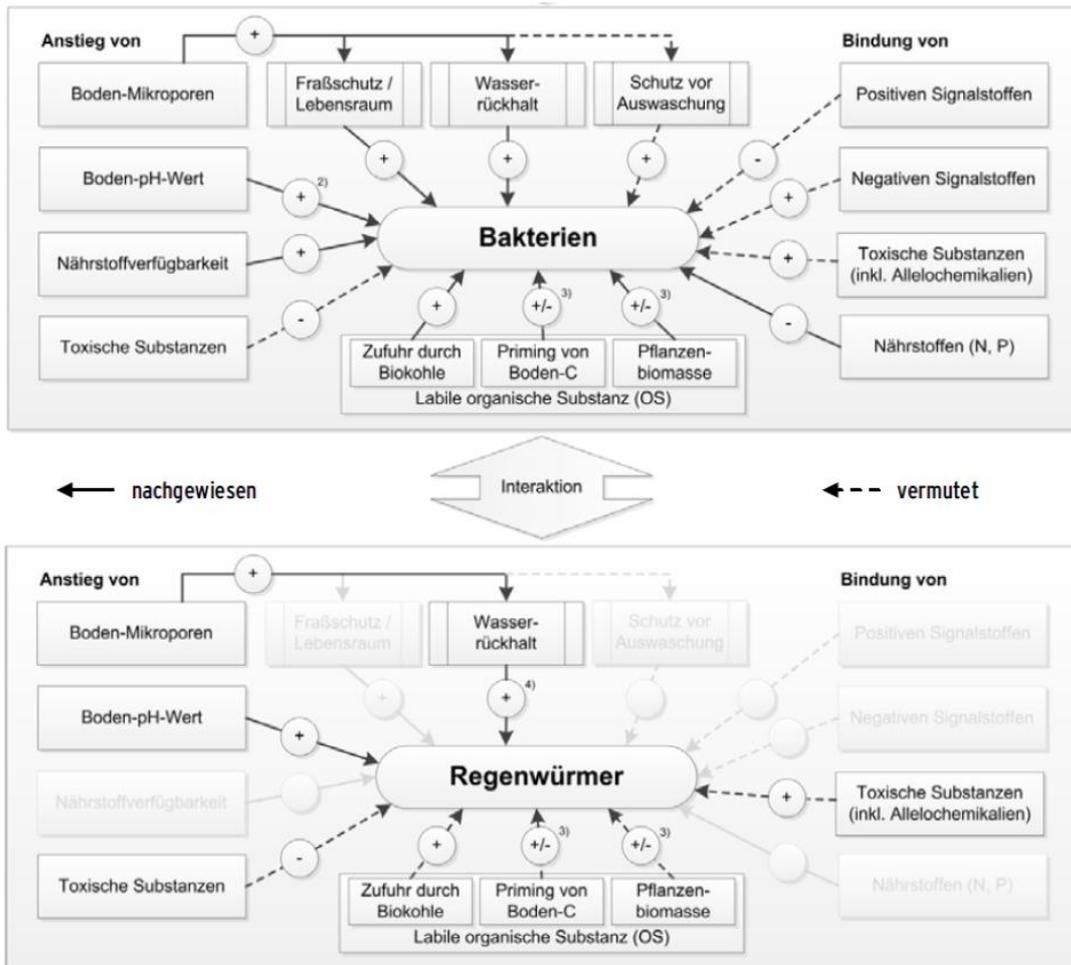


Abb. 2.14: Beeinflussung der Bodenbiologie durch physikalische und chemische Bodenveränderungen nach Zugabe von Biokohle am Beispiel von Bakterien und Regenwürmern.

- 2) Ein Anstieg bis in den basischen Bereich kann auch negative Effekte haben.
- 3) Die Wirkung hängt davon ab, ob der Gehalt organischer Substanz ansteigt oder abnimmt.
- 4) Trockene Kohle kann sich durch Bindung des Bodenwassers anfangs auch negativ auf Regenwürmer auswirken.

Die Bodenfauna steuert wichtige Bodenprozesse, sie beeinflusst die Bodenstruktur, die Stabilität und den Abbau von Materialien (Ameloot, et al., 2013) und sorgt für die Inkorporation und die Verteilung von Biokohle im Boden (Lehmann, et al., 2011). Im Vergleich zu den Mikroorganismen gibt es zur Wirkung von Biokohle auf die Bodenfauna relativ wenige Daten. Regenwürmer wurden unter den Vertretern der Bodenfauna am ausführlichsten untersucht (Lehmann, et al., 2011), (Weyers, et al., 2011), (Ameloot, et al., 2013), (Salem, et al., 2013). Zu anderen Bodentieren wie beispielweise Gliederfüßler, Fadenwürmer finden sich kaum Studien (Lehmann, et al., 2011).

Regenwürmer nehmen die Biokohle mit dem Boden in ihren Verdauungstrakt auf. Grundsätzlich ist es abhängig von den Bodeneigenschaften, Biokohleeigenschaften und von der untersuchten Regenwurmart, ob Regenwürmer Böden mit Biokohle-Beimengungen meiden oder bevorzugen. Salem, et al. (2013) fanden heraus das Regenwürmer negative Effekte frischer Biokohle auf das Pflanzenwachstum reduzieren können. Der Wasserhaushalt eines Bodens scheint einen Einfluss auf das Verhalten von Regenwürmern zu haben (Haubold-Rosar, et al., 2016). Beispielsweise beobachteten Li, et al. (2011) eine Meidung, wenn Biokohle einem Boden zugegeben wurde. Wurde die Biokohle aber benässt, gab es diesen negativen Effekt nicht. Chan, et al. (2008) untersuchten das

Regenwurmverhalten bei Zugabe von Biokohle die unter hohen Temperaturen hergestellt wurde im Vergleich zu einer Biokohle die bei niedrigen Temperaturen produziert wurde aber aus dem gleichen Ausgangsmaterial bestand. Es zeigte sich, dass die Regenwürmer die Hochtemperatur-Biokohle mieden, die Niedrigtemperatur-Biokohle nicht. Erklärt wurde das von Li, et al. (2011) durch das höhere Porenvolumen und damit verbundenen stärkeren Wasserbindungsvermögen der Hochtemperatur-Biokohle. Die Autoren selber fanden folgende Interpretation: Regenwürmer bevorzugten Böden mit Niedrigtemperatur-Biokohle, da auch die mikrobielle Biomasse in diesem Boden stärker anstieg und der pH-Wert etwas höher ist (Chan, et al., 2008). Auch in anderen Arbeiten wurde der pH-Wert als wesentlicher Einflussfaktor herausgehoben (van Zwieten, et al., 2010a), (Edwards, 2004), (Liesch, et al., 2010). Grundsätzlich sind Regenwürmer auf die Gegenwart von Bakterien angewiesen, daher haben Einflüsse der Biokohle auf die Bakterien auch immer einen Einfluss auf Regenwürmer (Haubold-Rosar, et al., 2016).

Bei Thies, et al. (2015) und Lehmann, et al. (2011) u.a. können zusammenfassende Informationen zu Collembolen und Nematoden erhalten werden.

Auswirkungen der Biokohle auf die Bodenbiologie können eine Rückkopplung z.B. auf die Nährstoff- und Gefügedynamik haben, daraus ergibt sich ein komplexes Wirkungsgefüge. Häufig wurde in den Studien auf ausgewählte Ursache Wirkungs-Beziehungen eingegangen, es ist aber notwendig so viel Wirkungspfade in die Betrachtung miteinzubeziehen wie möglich, d.h. einen Effekt nicht nur auf pH-Wert oder Wasserhaushalt zurückzuführen, sondern beispielsweise den Nährstoffhaushalt u.a. mit zu betrachten (Haubold-Rosar, et al., 2016). Auch ist es derzeit nicht möglich Aussagen zur Langzeitwirkung von Biokohlen in Böden zu treffen.

2.4.2.5 Verhalten von Bodenorganismen unter Einfluss von Biokohlekompost – mikrobielle Atmung, Nitrifikation und Regenwürmer

Die Vorteile der Kompostanwendung wie die Erhöhung der Nährstoffspeicherung, Verbesserung der Wasserhaltekapazität, Aktivierung des Bodenlebens, Beschleunigung des Schadstoffabbaus, Verringerung der Bioverfügbarkeit von Schadstoffen, phytosanitäre Effekte und die Unterdrückung pathogener Pflanzenkeime ähneln denen der Biokohleanwendung (Biokohle = (Elad, et al., 2010), Kompost = (Gajalakshmi, et al., 2008)). Synergistische Wirkungen zwischen Biokohle und Kompost ergeben sich aus der Stabilität der Biokohle (C-Sequestrierung) und dem Nährstoffreichtum des Komposts (Nährstofflieferant) (Glaser, et al., 2013).

Die Anwendung reiner Biokohle zeigt oft dann die besten Ergebnisse, wenn sie auf wenig fruchtbaren Böden angewendet wurde oder wenn sie zusammen mit organischem Material aufgebracht wurde (Glaser, et al., 2013). Wenn reine Biokohle auf fruchtbare oder tonreiche Böden in gemäßigten Breiten appliziert wurde zeigte sie keine oder aber auch eine ertragsmindernde Wirkung. Dieses wurde auf die Eigenschaft einiger Kohlen zurückgeführt Stickstoff und Mikronährstoffe zu adsorbieren. Besonders sinnvoll scheint eine kombinierte Anwendung von Biokohle und nährstoffreichen Materialien zu sein (Glaser, et al., 2013). In einigen Studien konnten so bereits positive Ergebnisse hinsichtlich der Bodeneigenschaften und des Pflanzenwachstums erzielt werden, z.B. (Asai, et al., 2009), (Fischer, et al., 2012), (Schulz, et al., 2012), (Vogel, et al., 2016).

Stand der Forschung

Im Laterra Verbundprojekt wurden Biokohlen mit organischem Material gemischt (Terytze, et al., 2016). Im Regionalprojekt 2 wurde die Wirkung von Biokohlesubstraten auf die Bodenfunktionen und die Ertragsfähigkeit von Kippenböden untersucht. Die aus Haubold-Rosar, et al. (2019) entnommene Tab. 2.15 zeigt die erzielbaren Wirkungen der Biokohlesubstratzugaben auf die Kipprohdböden.

Tab. 2.15: Einfluss von Biokohlesubstrat-Gaben auf Eigenschaften und Funktionen von Kipprohdböden für eine landwirtschaftliche Rekultivierung (Haubold-Rosar, et al., 2019)

	Substrate nach AD-HOC AG Boden (2005)*		
	Lehmsande, schwach bindig	Schluffsan	Sandlehme/Normallehme, bindig
Gehalt an organischer Substanz	++	++	++
Nährstoffversorgung	+	+	+
Kurzfristige N-Verfügbarkeit	-	-	-
pH-Wert, Säurepufferkapazität	+	+	+
Kationensorption	+	+	o
Durchlüftung, Wasserinfiltration	+	+	++
Wasserspeicherung	+	o	o
Trockenrohdichte	-	-	--
Mechanischer Widerstand	-	-	--
Schadstoffbindung	+	+	+
Mikrobielle Aktivität			
Fruchtbarkeit, Ertragsfähigkeit	++	++	++
Sickerwassermenge	-	-	-

*Kohlegehalt (Braunkohlereste) < 0,5 M.-%, + Zunahme, - Abnahme, o keine eindeutige Wirkung

Nach Haubold-Rosar, et al. (2019) führt die Anwendung von Biokohlesubstrat zu verbesserten Bodeneigenschaften und -funktionen. Die Wirkung hängt von den Eigenschaften und der Menge der eingesetzten Biokohlesubstrate und von den Eigenschaften der behandelten Böden ab.

Diese positiven Wirkungen auf die chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Bodenparameter zeigen sich im Ergebnis auch bei den Organismen.

Bei Flaig, et al. (2014) wurde die **Wirkung von Biokohle auf die mikrobielle Biomasse und die Aktivität von Enzymen (Dehydrogenase, Xylanase und Phosphatase)** in einem Feldversuch untersucht. Die Untersuchungen wurden mit und ohne Zusatz organischer Dünger (Kompost, Stallmist) + Kontrollen durchgeführt. Es erfolgte eine einmalige Aufbringung im April 2011 auf 2 verschiedenen Standorten (March: schluffiger Lehm, pH-Wert 7,3), (Forchheim: lehmiger Sand, pH-Wert 5,4). Die Probenahmen wurden nach einem Jahr (Frühjahr 2012) und nach zwei Jahren (Frühjahr 2013) durchgeführt. Die mikrobielle Biomasse wurde durch Bestimmung der Substratinduzierten Respiration (SIR) ermittelt. Es zeigte sich, dass sowohl Bodenart als auch pH-Wert bestimmende Parameter für die Menge an

mikrobieller Biomasse sind. So zeigt der Standort March deutlich höhere Werte an mikrobieller Biomasse als der Standort Forchheim, welches unabhängig von der Biokohle auf die Bodeneigenschaften zurückzuführen ist. Beim Standort Forchheim wurde die mikrobielle Biomasse bei den Pyrolysekohlevarianten mit Kompost und Gärest besonders gut gefördert (10-20% über Kontrolle). Als Gründe wurde die Anhebung des Gehalts an organischem Kohlenstoff (Corg) als Nahrungsquelle für die Mikroorganismen, die Anhebung des pH-Wertes durch das Einmischen der Biokohle genannt. Der pH-Effekt wurde auch noch 2013 beobachtet. Die höchsten Werte für die mikrobielle Biomasse hatte der Pyrokohlekompost vor reinem Kompost, vor HTC-Kohlekompost. Beim Standort March hatten die Varianten mit HTC-Kohle 2012 die höchste mikrobielle Biomasse, gefolgt von den Pyrokohlen-Varianten. Als Grund wurde hier das Angebot an leicht löslichem Kohlenstoff und Stickstoff in den HTC-Varianten (Besonders mit zusätzlichem Kompost und Gärresten) genannt. Bei beiden Kohlevarianten waren die Gehalte an organischem Kohlenstoff höher als bei den jeweiligen Kontrollen. Nach zwei Jahren (2013) waren die BK-Effekte kaum noch nachweisbar.

Bei Thies, et al. (2015) werden folgende Studienergebnisse zur **Nitrifikation** aufgeführt: Wenn Grünabfälle oder NPK mit BK auf Böden aufgebracht wurde war die Nitrifikation abhängig von der Form des N-Zugabe. Die Nitrifikation wurde geringer in Böden mit BK und Grünabfällen und stieg bei BK+NPK Zugabe an (Prommer, et al., 2014). Als Erklärung wurde folgendes angegeben: die C-Mineralisation in den BK+Grünabfall behandelten Böden stieg und sank in BK+NPK-Böden, dieses ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass die N-Immobilisierung in der mikrobiellen Biomasse die NH_4^+ Verfügbarkeit in den Behandlungen mit Grünabfällen herabgesetzt hat und dieses zur Reduzierung der Nitrifizierung führte (Ulyett, et al., 2014).

Verschiedene Biokohlen haben unterschiedliche Eigenschaften, sowie auch verschiedene Komposte in ihren Eigenschaften variieren und somit unterschiedliche Wirkungen haben. Nach Glaser, et al. (2013) ist es daher schwierig ein generelles Rezept für einen optimalen Biokohle-Kompost zu geben.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass bodenbiologische Populationen hinsichtlich ihrer Größe, Funktion und Empfindlichkeit sehr verschieden sind. Die Interaktionen dieser Arten/Gruppen mit den chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften und untereinander werden durch die Zugabe von Biokohle bzw. Biokohlekompost noch verkompliziert.

2.4.2.6 Methodische Aspekte

Biokohle adsorbiert DOC und viele anorganische Nährstoffe z.B. NH_4^+ , HPO_4 , H_2PO_4 genauso wie CO_2 und O_2 . Daher besteht die Möglichkeit, dass diese Stoffe nicht vollständig extrahiert werden. Es kann deshalb zu einer Unterschätzung der Werte, die aus solchen Tests abgeleitet werden, kommen. Beispielsweise kann die CO_2 -Bildung als Maß für die Bodenatmungsaktivität missgedeutet werden. Werte die durch Tests gewonnen wurden, bei denen Bodenextrakte und Boden-Headspace Gasmessungen zum Einsatz kamen, sind zu gering. Gomez, et al. (2014) berichten über eine starke Verringerung der PLFA-Extraktions-Effizienz (-77 %) in allen getesteten Böden, denen Biokohle zugegeben wurde. Andersherum gibt es auch Tests bei denen die Ergebnisse zu hoch ausfallen. Beispielsweise lösen sich Bioöle und andere Kondensate auf der Biokohleoberfläche, wenn Chloroform in dem Fumigations-Extraktion-Test verwendet wird (Ameloot, et al., 2013). Die mikrobielle Atmung kann überschätzt werden, wenn es eine signifikante Carbonat-Lösung gibt (Bruun, et al., 2014).

Wie dargestellt führt die hohe Sorptionskapazität der Biokohle zu starken Verzerrungen bei den meisten Methoden, die dafür genutzt werden die Aktivität, Häufigkeit und Diversität von Bodenorganismen zu bestimmen. z.B. Enzymaktivitäten, DNS-Extraktion, Molekularanalysen) (Jin 2010). Wichtig ist es deshalb komplexe Tests und interne Standards benutzen. Grundsätzlich muss es eine Verbesserung von Methoden geben, die auf der Extraktion basieren.

Schwierigkeiten bei der Arbeit mit Biokohle ergeben sich nicht nur aus der hohen Varianz der Biokohleeigenschaften, sondern auch durch die hohe Sorptionskapazität die für einige Extraktionsmethoden (z.B. Mikrobielle Biomasse oder Enzymtests) zu falschen Ergebnissen führt (Lehmann, et al., 2011).

3 Material und Methoden

3.1 Physikalische, physikalisch-chemische und chemische Methoden zur Untersuchung von Komposten, Biokohlekomposten, Biokohlen und Böden

Im Folgenden sind die angewendeten Verfahren für die Ermittlung der physikalisch, physikalisch-chemisch und chemischen Parameter (Trockensubstanz, Wassergehalt, Rohdichte, maximale Wasserhaltekapazität, Salzgehalt, pH-Wert, organischer Kohlenstoff, Gesamtkohlenstoff- und Stickstoff, Gesamtgehalte und pflanzenverfügbare Gehalte an Nährstoffen und Schwermetallen, löslicher Stickstoff und Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sowie polychlorierte Biphenyle (PCB) und polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane (DCDD/DCDF)) der entnommenen Proben von Böden, Biokohlekomposten, Komposten und Biokohlen sowie deren Mischungen aufgelistet und anschließend kurz erläutert (Tab. 3.1). Zur Qualitätssicherung wurden mindestens Doppelbestimmungen, häufig aber Dreifachbestimmungen der einzelnen Proben durchgeführt. Die Bestimmung der ermittelten Parameter erfolgte mit Ausnahme von MKW, PAK, PCB und PCDD/PCDF in den Laboren des Fachbereichs Geowissenschaften an der Freien Universität Berlin, sowie im Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen in Berlin (CAT-Extraktion und Analysen mit ICP OES). Die Untersuchungen erfolgten auf Grundlage von standardisierten Verfahren und internen Arbeitsanweisungen. Abweichungen in der Methodik zwischen Böden und Komposten/Biokohlesubstraten/Biokohle gibt es für den CAT- und den KW-Aufschluss sowie bei der pH-Wert Bestimmung, diese sind in den Erläuterungen zu den einzelnen Methoden kurz beschrieben.

Tab. 3.1: Untersuchte Parameter und dazugehörige Untersuchungsverfahren

Biokohlekomposte und Böden	
Parameter	Bestimmungsverfahren
Trockensubstanz [%]	DIN EN 14346:2007-03
Wassergehalt [%]	DIN EN 14346:2007-03
Rohdichte [g/l FM]	Methodenbuch BGK, Kapitel II. A4
maximale Wasserhaltekapazität (WHKmax) [Vol.-%]	Methodenbuch BGK, Kapitel II. A2
Salzgehalt [g/L FM]	VDLUFA Methodenbuch I, A 13.4.1 Methodenbuch BGK, Kapitel III. C2.1
pH-Wert (CaCl ₂) [-]	DIN EN 13037:2012-01 Methodenbuch BGK, Kapitel III. C1.1
Organischer Kohlenstoff (Glühverlust) [% TS]	Methodenbuch BGK, Kapitel III B1.1
Gesamt-Kohlenstoff C _t [% TS]	DIN ISO 10694:1996-08
Gesamt-Stickstoff N _t [% TS]	DIN ISO 13878:1998-11
C/N-Verhältnis [-]	berechnet
Gesamtgehalte Nährstoffe und Schwermetalle Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Zn [mg/kg TS]	DIN ISO 11466:1995-03 (Königswasser- oder Salpetersäureaufschluss, anschl. DIN EN ISO 11885:2009-09 (E22) (ICP-OES)

Biokohlekomposte und Böden	
Parameter	Bestimmungsverfahren
Hg [mg/kg TS]	DIN EN ISO 16772, 2005-06
Lösliche (pflanzenverfüg.) Nährstoffe und Schwermetalle Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Zn [mg/L FM]	VDLUFA Methodenbuch, Kapitel I A 13.1.1 (CAT-Extraktion), anschl. DIN EN ISO 11885:2009-09 (E22) (ICP OES)
Löslicher (pflanzenverf.) Stickstoff N _{min} [mg/l]	VDLUFA Methodenbuch, Kapitel I A 6.1.4.1
PAK (PAK16 nach EPA) [mg/kg TS]*	DIN ISO 13877:2000-01 (Extraktionsmittel n-Hexan und Toluol, 4h bzw. 4h/36h Extraktion)
MKW*	DIN EN ISO 16703 mobiler Anteil C10-C22: LAGA KW/04
PCB (Summe 6 PCB) [mg/kg TS]*	DIN 38414-20:1996-01
PCDD/PCDF [ng/kg] und Tox.-Äquivalente*	EPA 8280

* Analytik durchgeführt von externen akkreditierten Laboren

Trockensubstanz/ Wassergehalt (BGK, 2006)

Die Trockensubstanz bzw. der Wassergehalt wurde gravimetrisch durch Trocknung nach der Anleitung aus dem Methodenbuch zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (2006) ermittelt. Dazu wurden 15 - 30 g der frischen Probe in Doppelbestimmung bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend zurückgewogen. Über die Differenz konnten der Wassergehalt und die Trockensubstanz mit folgenden Formeln berechnet werden.

$WG = [(M_{\text{feu}} - M_{\text{tro}}) / (M_{\text{feu}} - M_{\text{tara}})] * 100$	Gl. 3.1
---------------------------------------------------------------------------------------	---------

$TS = [(M_{\text{tro}} - M_{\text{tara}}) / (M_{\text{feu}} - M_{\text{tara}})] * 100$	Gl. 3.2
----------------------------------------------------------------------------------------	---------

- WG: Wassergehalt in [% FS]
- TS: Trockensubstanz in [% FS]
- M_{tara}: Masse der leeren Schale in [g]
- M_{feu}: Masse der feuchten Probe + M_{tara} in [g]
- M_{tro}: Masse der getrockneten Probe + M_{tara} in [g]

Rohdichte (BGK, 2006)

Die Rohdichte wurde nach dem Methodenbuch zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (2006) bestimmt. Die frische Originalprobe wurde locker bis zum oberen Rand in einen 250 ml-Messzylinder aus Kunststoff geschüttet und 10xmal aus 10 cm Höhe fallen gelassen. Dann wurde das Volumen auf 10 ml und das Gewicht, abzüglich des Zylinders, auf 1 g genau bestimmt. Der Mittelwert aus drei Wiederholungen wurde in (g/l) angegeben. Folgende Formeln wurden zur Berechnung der Rohdichte verwendet:

$RD_{\text{FS}} = [M_{\text{FS}} / \text{Vol}_{\text{FS}}] * 10^3$	Gl. 3.3
--------------------------------------------------------------------	---------

- RD_{FS}: Rohdichte (Volumengewicht) der Frischsubstanz in [g/l]
- M_{FS}: Masse der eingefüllten Frischsubstanz

Vol_{FS}: Volumen der gesetzten Frischsubstanz in [ml]

Die Trockenrohddichte wird mithilfe der zuvor bestimmten Trockenmasse wie folgt berechnet.

$RD_{TS} = (RD_{FS} * TM) / 100$	Gl. 3.4
----------------------------------	---------

RD_{TS}: Rohddichte (Volumengewicht) der Trockensubstanz in [g/l]

TM: Trockenmasse aus der Wassergehaltsbestimmung

Maximale Wasserkapazität (BGK, 2006)

Die Messung erfolgte nach Anleitung des Methodenbuchs zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (2006).

Zur Bestimmung der maximalen Wasserkapazität wurden Messzylinder (250 ml) mit gelöchertem Boden verwendet. Auf den Boden des Zylinders wurde ein Filterpapier gelegt und 30 ml Kies eingefüllt, welcher dann mit Wasser gesättigt wurde. Im Anschluss wurde der Zylinder ausgewogen (m_{Tara}). Dann wurde das Prüfsubstrat in Doppelbestimmung bis zur 250 ml Marke in den Zylinder eingefüllt. Danach wurde erneut das Gewicht der Zylinder bestimmt (m_E). Die mit den Proben gefüllten Zylinder wurden anschließend für 4 h in einen Eimer mit Wasser (bis 1 cm über der Substratoberfläche) gestellt. Nach Ablauf der 4 h wurden die Zylinder für 2 h auf ein mit Fließ bedecktes Kiesbett gestellt und jeweils mit einem Uhrglas abgedeckt. Danach wurde das Gewicht der Zylinder ein weiteres Mal ermittelt (m_{Brutto}). Die maximale Wasserkapazität wurde anhand folgender Formeln und den Werten des Wassergehaltes und der Rohddichte berechnet:

$WK_{max} = (W_m / P_v) * 100$	Gl. 3.5
--------------------------------	---------

Masse der trockenen Probe:	$E_{tr} = (m_E - m_{tara}) * (1 - WG / 100)$	Gl. 3.6
----------------------------	----------------------------------------------	---------

Masse der nassen Probe:	$E_N = m_{brutto} - m_{tara}$	Gl. 3.7
-------------------------	-------------------------------	---------

Gespeicherte Wassermenge:	$W_m = E_N - E_{tr}$	Gl. 3.8
---------------------------	----------------------	---------

Probenvolumen:	$P_v = (m_E - m_{tara}) / RD_{FS}$	Gl. 3.9
----------------	------------------------------------	---------

WK_{max}: maximale Wasserkapazität [Vol.-%]

W: Wassergehalt [Gew. %]

RD_{FS}: Rohddichte [kg/l] FS

m_{tara} : Masse Zylinder + feuchtes Filterpapier und Kiesboden

m_E : m_{tara} + eingewogene Probe

m_{brutto} : Masse Zylinder + nasse Probe

pH-Wert (BGK, 2006)

Zur Bestimmung des pH-Werts wurde die Methode des Methodenbuchs zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. bzw. für Böden die Vorgaben der VDLUFA (1991: Bd.1 A 5.1.1) verwendet. Danach wurden für Böden 10 g und für Komposte/BKS/BK 20 g Probenmaterial (Frischmasse) eingewogen und dazu 40 ml (Böden) oder 200 ml (Komposte/BKS/BK) einer 0,01 molaren CaCl₂ – Lösung gegeben. Nach einer Stunde (Böden) bzw. nach zwei Stunden (Komposte/BKS/BK) und mehrmaligem Umrühren wurde der pH-Wert mit einem kalibrierten Messgerät der Firma WTW pH/Cond 340i mit Einstabmesskette SenTix 51 mit integrierter Temperaturmessung gemessen.

Salzgehalt (BGK, 2006)

Der Salzgehalt der Untersuchungsproben wurde nach dem Methodenbuch zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. ermittelt. Die Leitfähigkeit der Proben wurde in einer Suspension aus 20 g frischer Probe und 200 ml deionisiertem Wasser (Milli Q Advantage A10, Millipore) nach einstündigem Schütteln mit einem Leitfähigkeitsmessgerät WTW pH/Cond 340i mit einer Leitfähigkeits-Messzelle TetraCon 325 gemessen werden. Dabei handelt es sich um ein Gerät mit automatischer Temperaturkompensation. Auf das nach der Methode vorgegebene Filtrieren wurde verzichtet, da vorherige Messungen ergeben haben, dass kein signifikanter Unterschied in den filtrierten und nicht filtrierten Suspensionen festzustellen ist. Mithilfe eines Faktors wurde aus der Leitfähigkeit die Kaliumchloridkonzentration berechnet.

$SA_m = LF_p * F_t$	Gl. 3.10
---------------------	----------

SA_m: Salzgehalt bezogen auf die Frischmasse in [mg KCl / 100 g FS]

LF_p: Leitfähigkeit des Probenextraktes

F_t: Faktor zur Berechnung des Salzgehaltes unter Berücksichtigung der Temperatur

Der Salzgehalt wurde anschließend auf das Volumen der Frischsubstanz bezogen und wie folgt berechnet:

$SA_{vol} = SA_m * RD_{FS} * 10^{-5}$	Gl. 3.11
---------------------------------------	----------

SA_m: Salzgehalt bezogen auf die Frischmasse [mg KCl/100 g FM]

SA_{vol}: Salzgehalt bezogen auf das Volumen der Frischsubstanz [g KCl / l FS]

RD_{FS}: Rohdichte der Frischsubstanz [g/l]

Glühverlust zur Bestimmung der organischen Substanz (BGK, 2006)

Der Anteil der organischen Substanz der Untersuchungsproben wurde mittels Glühverlust bestimmt. Zur Durchführung nach dem Methodenbuch zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. wurden die Proben getrocknet und mit der Scheibenschwingmühle (Siebtechnik) auf eine Größe < 0,25 mm gemahlen. Anschließend wurden 5 g Substrat in Doppelbestimmung im Muffelofen (Heraeus Instruments, Thermo Scientific) bei 550 °C bis zur Gewichtskonstanz geglüht und anschließend ausgewogen, woraufhin die Gewichts Differenz bestimmt wurde. Aus dieser lässt sich mittels Multiplikation mit dem Faktor 0,58 der organische Kohlenstoffgehalt errechnen.

$GV = \left[\frac{(M_{vdG'} - M_{ndG})}{(M_{vdG} - M_{tara})} \right] * 100$	Gl. 3.12
-------------------------------------------------------------------------------	----------

- GV: Glühverlust [%TS]
 M_{tara}: Masse des leeren Tiegels [g]
 M_{vdG}: Probeneinwaage + M_{tara} [g]; vor dem Glühen
 M_{ndG}: Probe + M_{tara} [g]; nach dem Glühen

Gesamt-Kohlenstoff (DIN ISO 10694:1996-08) & Gesamt-Stickstoff (DIN ISO 13878:1998-11)

Zur Durchführung wurden 0,15 g der wie bereits beim Glühverlust beschrieben gemahlene Probe analysiert. Der Gesamt-Kohlenstoff- und der Gesamt-Stickstoffgehalt wurden über eine CNS-Bestimmung im Elementaranalysator TruSpec CHN und TruSpec S von Leco ermittelt. Das Verfahren liefert durch Division von C und N auch das C/N Verhältnis der Probe.

Gesamtgehalte an Nährstoffen und Schwermetallen (DIN ISO 11466:1995-03 & DIN EN ISO 11885:2009-09, DIN EN ISO 16772:2005-06)

Zur Ermittlung der Gesamtgehalte an Nährstoffen und Schwermetallen wurden bei hohem Organikanteil der Probe (Kompost; Biokohlesubstrat) 0,25 g Probe mit 1 ml destilliertem Wasser versetzt. Zusätzlich wurde dem Aufschlussgefäß 3,6 ml 65%-ige Salpetersäure und 1,2 ml 37%-ige Salzsäure zugegeben. Durch leichtes Schwenken des Aufschlussgefäßes wurde die Probe mit der Lösung vermischt. Anschließend wurden die Proben für 45 min in der Mikrowelle auf 200 °C erhitzt. Im Anschluss wurden die abgekühlten Proben in einen Messzylinder überführt und auf 50 ml mit destilliertem Wasser aufgefüllt. Danach wurden die Lösungen über einen Faltenfilter in PE-Flaschen filtriert. Die Analyse der Nährstoffe und Schwermetalle erfolgte mittels ICP-OES am JKI Berlin. Bei weniger als 2% Organikanteil in der Probe wurde dem Aufschlussgefäß 1,2 ml Salpetersäure und 3 ml Salzsäure zugegeben.

Lösliche (pflanzenverfügbare) Nährstoffe und Schwermetalle (VDLUFA Methodenbuch (1991) & DIN EN ISO 11885:2009-09)

Die Ermittlung der löslichen Nährstoffe und Schwermetalle wurde im Labor des Julius Kühn-Institutes, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen nach dem *VDLUFA Methodenbuch Band 1b A13.1.1 (2004) durchgeführt*.

Von Komposten und Biokohlesubstraten wurden abweichend von den Vorgaben nur 12,5 g der frischen Originalprobe verwendet, welche mit 100 ml einer CAT-Gebrauchslösung eine Stunde geschüttelt wurde. Anschließend erfolgte eine Filtration der Lösung. Bei den Messungen der Nährstoffe mit der ICP (IRIS Intrepid) der Firma Thermo wurde die verringerte Probenmenge berücksichtigt. Bei Böden wurden 5 g luftgetrocknetes Material verwendet und dieses mit 50ml CAT-Lösung versetzt.

Löslicher (pflanzenverfügbarer) Stickstoff (VDLUFA Methodenbuch (1991) & Kandeler (1993))

Zur Bestimmung des löslichen Stickstoffs wurde die N_{min}-Methode nach VDLUFA, Band 1 (1991) sowie nach Kandeler (1993) angewendet. Die feldfeuchten Proben wurden bis zur Bearbeitung tiefgekühlt und dann für Böden auf < 2 mm und für Substrate auf < 5 mm gesiebt. Zur Herstellung des Bodenextraktes wurden 75 g homogenisierte Probe eingewogen und mit 300 ml 0,0125 molarer Calciumchloridlösung versetzt. Nachdem die Proben-/Lösungsmischung 1 h maschinell geschüttelt wurde, wurde sie durch stickstoffarme Filter filtriert, wobei die ersten 50 ml des Filtrats verworfen wurden. Die Bestimmung des Gehaltes an Nitrat und Ammonium in den Extrakten erfolgte wie

nachstehend erläutert: Für die Bestimmung des Nitratgehalts (NO_3^-) wurden je Probe zwei Reagenzgläser mit 10 ml Probenlösung bereitgestellt und mit 15 ml Calciumchloridlösung aufgefüllt sowie weiterhin mit 1 ml Schwefelsäure versetzt. In eines der beiden Reagenzgläser wurden 3-4 verkupferte Zinkgranalien gegeben, das andere Reagenzglas diente als Blindwert. Zur Messung wurden die Inhalte der Reagenzgläser in eine 10mm Quarzküvette überführt und bei 210 nm im Spektralphotometer die Extinktion gemessen. Der Ammoniumgehalt (NH_4^+) wurde nach Kandler (1993) ermittelt. Dazu wurden 5 ml Probenlösung mit 2,5 ml Mischlösung (Natronlauge, Nitroprussid-Salicylat-Lösung und dest. Wasser zu gleichen Volumenanteilen und 1 ml Dichlorisocyanursäure-Natriumsalz bzw. ein Blindwert mit 2,5 ml Mischlösung und 1 ml Calciumchloridlösung versetzt und für 30 min stehen gelassen. Die anschließende Messung im Photometer erfolgte bei 660 nm. Sowohl bei der Ammonium- als auch bei der Nitratmessung wurde die Differenz aus Blindwert und Probe ermittelt. Mittels einer Eichgeraden (Kalibrierungsgeraden) erfolgte die Ermittlung der Gehalte an Nitrat und Ammonium in der jeweiligen Probe. Für die weitere Berechnung werden auch die Trockenmasse und der Wassergehalt der Proben benötigt.

Nitratmessung:

$N = [(V * 0,1) / (E * A)] * n$	Gl. 3.13
---------------------------------	----------

N = Nitrat-N [mg/100g FM]
 n = Nitrat-Stickstoff im aliquoten Filtratanteil [µg]
 V = Gesamtvolumen der Extraktionslösung [ml]
 A = Filtrataliquot [ml]
 E = Bodeneinwaage [g]

Umrechnung in kg/ha (Nitrat):

$N = [(N * D * RD) / (TM)] * 100$	Gl. 3.14
-----------------------------------	----------

N = Nitrat [mg/100g FM] oder [kg/ha]
 D = Schichtdicke [cm]
 RD = Rohdichte (trocken)[kg/l]
 TM = Trockenmasse [%]

Ammoniummessung:

$N = (VP * V * F * 100) / (A * E * \%TS)$	Gl. 3.15
-------------------------------------------	----------

N = Ammonium-N [µg/ g TS]
 VP = Vollprobe [µg N]
 V = Gesamtvolumen der Extraktionslösung [ml]
 F = Verdünnungsfaktor
 A = Filtrataliquot [ml]
 E = Bodeneinwaage [g]

Umrechnung in kg/ha (Ammonium):

$N = N * D * RD$	Gl. 3.16
------------------	----------

N = Ammonium [$\mu\text{g/g TS}$] oder [kg/ha]

D = Schichtdicke [cm]

RD = Rohdichte (trocken) [kg/l]

Der mineralische Stickstoff ergibt sich aus der Summe von Nitrat und Ammonium.

3.2 Biologische Methoden zur Untersuchung von Komposten, Biokohlekomposten, Biokohlen und Böden

3.2.1 Kriterien für die Auswahl geeigneter biologischer Methoden

Um die biologische Qualität der Biokohlekomposte (BKK) sicherzustellen bzw. die Wirkung der Biokohle (BK) auf Mikroorganismen, Pflanzen und die Fauna zu ermitteln aber auch um die bodenbiologische Leistung von Böden zu überprüfen denen BKK und BK zugegeben wurde, wurden die in Tab. 3.2 aufgelisteten Testverfahren angewendet:

Tab. 3.2: Verwendete Biologische Methoden

Bezeichnung/ Ziel	Methode	Testkriterium
Mikrobiologische Untersuchungen (für Böden und Komposte/Biokohlekomposte)		
Biomasse Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (substratinduzierte Respiration)	DIN EN ISO 14240-1	
Potentielle Ammoniumoxidation Bestimmung der potentiellen Nitrifizierung	DIN ISO 15685:2004-09	
Tests zur Untersuchung der Fauna (für Böden und Substrate)		
Regenwurmfuchttest Bestimmung der Auswirkungen auf die Fauna an Hand der Substrat-Präferenz	DIN ISO 17512-1: 2010-06	Bei weniger als 20 % der Gesamtwurmmzahl im Testsubstrat ist die Habitat-Funktion eingeschränkt.
Pflanzentests (für Substrate)		
Kressetest Detektion phytotoxische Gase	BGK e.V., IV. A4	Mindestens 80 % der Frischmasse eines Referenz-substrates EEO muss erreicht werden.
Kresse-Test Bestimmung der Pflanzenverträglichkeit (Keimung und frühe Wurzelentwicklung)	DIN EN 16086-2:2012-01	

Bezeichnung/ Ziel	Methode	Testkriterium
Chinakohltest Bestimmung der Pflanzenverträglichkeit im Keimungstest	BGK e.V., IV. A3	Mindestens 90 % der Frischmasse eines Referenzsubstrates EEO muss erreicht werden.

Die Auswahl der Tests richtete sich nach deren Empfindlichkeit, Durchführbarkeit, und Reproduzierbarkeit sowie den entstehenden Kosten.

Einige der ausgewählten Tests werden bereits zur Qualitätsbeurteilung von Komposten/ Substraten eingesetzt (Kressetest - phytotoxische Gase, Chinakohl - Keimung). Andere Tests wurden bislang lediglich für die Beurteilung von Böden verwendet (Kressetest - Keimung, Regenwurmfluchttest, Biomasse- und Nitrifikationstest.)

- ➔ Für die **Untersuchung der Komposte/Substrate** wurden der Biomassetest (SIR), der Test zur potentiellen Ammoniumoxidation, der Regenwurmfluchttest, der Kressetest zur Bestimmung phytotoxischer Gase und der Kresse- und Chinakohletest zur Bestimmung der Pflanzenverträglichkeit durchgeführt.
- ➔ Für die **Untersuchung der Böden und der Boden-Mischungen** wurden der Biomassetest (SIR), der Tests zur potentiellen Ammoniumoxidation und der Regenwurmfluchttest angewendet.

3.2.1 Durchführung der ausgewählten biologischen Testverfahren

Das jeweilige Testprinzip wird im folgenden Abschnitt vorgestellt.

3.2.1.1 Kurzzeitatmung und Biomasse

Bodenmikroorganismen (< 200 µm) bilden mit 80 % den Hauptbestandteil der im Boden lebenden Organismen. Hauptlebensraum für Bodenmikroorganismen sind die Mittelporen und Grobporen des Bodens. Sie besiedeln die den Wasserfilm um die Bodenpartikel herum. Die Exposition der Mikroorganismen gegenüber Stoffen erfolgt über den Wasserpfad (DECHEMA, 2001). Bodenmikroorganismen sind als Destruenten an zahlreichen Stoffumsetzungen des Bodens beteiligt. Unter anderem bestimmen sie durch Abbauprozesse maßgeblich den Kohlenstoffkreislauf. Grüne Pflanzen, Algen und Cyanobakterien nehmen das CO₂ aus der Atmosphäre auf und bauen unter Nutzung von Sonnenlicht und Wasser organische Verbindungen auf (Assimilation), dabei wird Sauerstoff an die Atmosphäre abgegeben. Die aufgebauten Verbindungen dienen anderen Organismen als Nahrungsquelle. Beim aeroben Abbau der organischen Substanzen im Boden wird der bei der Assimilation freigesetzte Sauerstoff verbraucht und CO₂ aus den Abbaustoffen freigesetzt. Dieser Prozess wird als Dissimilation bezeichnet und beim hier beschriebenen biologischen Verfahren zur Einschätzung der Wirkung der verschiedenen Materialien genutzt. Durch die Untersuchung der mikrobiellen Atmung wird ein Großteil der aeroben und fakultativ anaeroben Mikroflora erfasst.

Um die Wirkung der Biokohle auf die mikrobielle Population der hergestellten Komposte zu überprüfen, wurde die Testmethode E DIN (DIN EN ISO 14240-1: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung

der mikrobiellen Biomasse von Böden – Teil 1: Substrat-induziertes Respirationsverfahren angewendet.



Abb. 3.1: Oxitop-Messgefäße im Inkubationsschrank

Die Messung der Atmung erfolgte mit Hilfe eines Oxi-Top Control Messsystems (Abb. 3.1) durch manometrische Bestimmung des Sauerstoffverbrauchs bei gleichzeitiger Absorption von CO₂ in Natronlauge.

Vor Versuchsstart wurden die Proben auf < 5 mm gesiebt und auf eine Wasserhaltekapazität von ca. 55 % der maximalen WHK eingestellt. Dafür ist vorher der Wassergehalt, die Rohdichte und die max. WHK zu bestimmen. Die Vorinkubation der Proben erfolgte in 1 Liter Braungläsern bei 22°C für 4 – 7 Tage.

Zur Ermittlung der Biomasse wird zunächst die optimale Glukosekonzentration ermittelt. Dazu werden von jeder Probe 50 g (Trockensubstanz) in fünf Oxitopgefäße einwogen. Anschließend wurden 5 ml einer 45% Natronlauge in kleine Plastikbecher gegeben und in jedes Oxitopgefäß mittels einer Aufhängevorrichtung eingebracht. Dann wurde über 22 h die Basalatmung der Proben ermittelt.

Nach Messung der Basalatmung wurde pro Messgefäß eine bestimmte Menge an Glukose/Talkum-Gemisch (Mischungsverhältnis 1/5) zur Probe gegeben und umgerührt. Pro Probe wurden 5 verschiedene Konzentrationen angesetzt. Die Mengen richten sich nach den Erfahrungswerten der jeweiligen Labore. Die Messung der optimalen Glukosekonzentration ist nach 23 h beendet. Es wird die Glukosemenge ermittelt, bei der die Atmung der Mikroorganismen am stärksten ist.

Zur Bestimmung der substratinduzierten Atmung (SIR) wurde erneut 50 g TS der Proben in dreifacher Wiederholung in Oxitopgefäße einwogen und Natronlauge zugegeben. Wieder erfolgte für 22 h die Messung der Basalatmung. Im Anschluss wurde die ermittelte optimale Glukosemenge der jeweiligen Probe den drei Wiederholungen zugegeben und untergemischt. Die Messung der SIR erfolgte über 24h.

Die mikrobielle Biomasse für die Messung (O₂) errechnet sich wie folgt:

$\text{Mikrobielle Biomasse} = \text{SIR} * 28$	Gl. 3.17
-------------------------------------------------	----------

SIR: Substratinduzierte Respiration [mg/kg TS/h]

3.2.1.2 Potentielle Ammoniumoxidation/ Nitrifikation

Die Nitrifikation ist ein wesentlicher Bestandteil des Stickstoffkreislaufes und verläuft über zwei Stufen. Der erste Schritt der autotrophen Nitrifikation im Boden ist die Ammoniumoxidation. Dabei wird das im Boden vorhandene Ammonium von aeroben Mikroorganismen zu Nitrit oxidiert. Als zweiter Schritt schließt sich die Oxidation des Nitrits zu Nitrat an. Die Umsetzung von Ammonium zu Nitrit erfolgt nur durch Bakterien (Destruenten) der Gattungen *Nitrosomonas*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosococcus* (marine Standorte), *Nitrospira* und *Nitrosolobus*. Für diese nitrifizierenden Bakterienarten ist Ammonium die einzige Energiequelle (Giese, 2007). Eine verringerte Nitrifizierung gilt als empfindlicher Indikator für die Hemmung eines wichtigen Bodenprozesses.

Zur Ermittlung der Wirkung der Biokohle auf die nitrifizierenden Mikroorganismen des hergestellten Substrats, wurde die DIN ISO 15685:2004-09: Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der potentiellen Nitrifizierung und Hemmung der Nitrifizierung – Schnellverfahren mittels Ammoniumoxidation verwendet.



Abb. 3.2: Spektralphotometer zur Bestimmung des Nitrit-N-Gehaltes

Die Proben wurden auf < 5 mm gesiebt und auf 55% ihrer maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt und für min. 4 Tage bei 20 °C vorinkubiert. Danach wurden 25 g TS Substrat in 3- bzw. 4-facher Wiederholung in Testgefäße eingewogen und mit 100 ml Prüfmedium versetzt. Das Prüfmedium besteht aus Kaliumdihydrogenphosphat, Dikaliumhydrogenphosphat, Diammoniumsulfat, Natriumhydrogencarbonat und Natriumchlorat sowie deionisiertem Wasser. Das im Prüfmedium enthaltene Ammonium wird durch die nitrifizierenden Mikroorganismen zu Nitrit oxidiert. Die Weiteroxidation des Nitrits zu Nitrat wird durch Zugabe von Natriumchlorat verhindert.

Die Testgefäße wurden dann bei 25 °C in einen Inkubationsschüttler eingespannt und für 6 h geschüttelt. Nach der 2, 4 und 6 h wurde aus jedem Testgefäß 10 ml Suspension entnommen, dieses wurde mit 10 ml 4 molarer Kaliumchloridlösung versetzt. Die Suspensionen wurden im Anschluss über Faltenfilter in Erlenmeyerkolben filtriert und in einem Zeitraum von max. 24 h zur photometrischen Nitritbestimmung (Abb. 3.2) verwendet.

Als Maß für die potentielle Ammoniumoxidation dient die von einem Gramm Substrat abgegebene Menge an NO₂-N [ng N*g⁻¹ TM⁻¹], die durch die Differenz des Nitrit-N-Gehalts nach sechs und nach zwei Stunden gebildet und durch die Zeit (4h) dividiert wurde.

3.2.1.3 Regenwurmfluchttest

Regenwürmer gehören zur Makrofauna und besiedeln den Bodenkörper. Sie sind Primärverbraucher. Viele Regenwurmartensind aufgrund ihrer Lebensweise essentiell für die Fruchtbarkeit von Böden. Bei ihrer Ernährung von totem organischem Material durchmischen sie den Boden (Bioturbation) und verbessern durch Ausscheidung stabiler Ton-Humus-Komplexe u.a. die Wasserhaltekapazität und die Durchlüftung des Bodens. Des Weiteren beschleunigen sie den Abbau des organischen Materials und sind somit an der Aufrechterhaltung der lebenswichtigen Stoffkreisläufe im Boden beteiligt. Regenwürmer leben in den Grobporen, Rissen und Wurzelkanälen des Bodens (Gisi, et al., 1997). Sie können über die drei Pfade Boden, Wasser und Luft bestimmten Stoffen exponiert werden. Als primäre Expositionspfade werden die Aufnahme von Stoffen über die Haut (aus der Wasserphase), sowie über die Nahrung (partikelgebundene Aufnahme) diskutiert (DECHEMA, 2001). Für die Regenwürmer hat dabei die Exposition gegenüber den festen Bodenbestandteilen die größere Bedeutung für die potentiell toxische Wirkung von Stoffen, da im Regenwurmdarm eine höhere Schadstofffreisetzung, aufgrund von Verdauungsenzymen stattfinden kann, als bei der dermalen Aufnahme, bei der die Aufnahme über den Wasserpfad stattfindet (Hund-Rinke, et al., 2010).

Zur Ermittlung der Wirkung der Biokohle auf die Fauna der hergestellten Komposte, wurde die Untersuchung nach DIN ISO 17512:2010-06 Bodenbeschaffenheit – Vermeidungsprüfung zur Bestimmung Bodenbeschaffenheit und der Auswirkungen von Chemikalien auf das Verhalten – Teil 1: Prüfung von Regenwürmern (*Eisenia foetida* und *Eisenia andrei*) durchgeführt (Abb. 3.3).



Abb. 3.3: Zweikammergefäß mit eingesetzten Würmern (links), Wurm nach dem Waschen (rechts)

Die Komposte bzw. Biokohlekomposte wurden auf eine Wasserhaltekapazität von 55% ihrer maximalen WHK eingestellt. Für den Test wurden Zweikammergefäße verwendet, wobei in die eine Kammer das Kontrollsubstrat gefüllt wurde und in die andere Kammer das Prüfsubstrat. Die Komposte wurden in Abhängigkeit ihrer Dichte in die Gefäße gefüllt, so dass eine einheitliche Füllhöhe im Testgefäß eingehalten werden konnte.

Es wurden Kompostwürmer (*Eisenia foetida*) einer synchronisierten Zucht des Julius Kühn-Instituts (Berlin) verwendet. Vor dem Einsetzen in das jeweilige Gefäß wurden die Würmer mit Leitungswasser gewaschen und vorsichtig abgetrocknet. Im Anschluss wurden je Ansatz 10 Würmer in die Mitte der beiden Substrate eingesetzt. Die Gefäße wurden verschlossen und bei 25 °C für 48 h inkubiert. Nach Ablauf der Zeit wurde mittels eines Schiebers die Prüfsubstrat- von der Kontrollsubstratseite getrennt und die Würmer auf beiden Seiten ausgezählt. Je Versuch wurden 5 Wiederholungen durchgeführt.

Die DIN ISO 17512-2010-06 gibt vor, dass bei Substraten die sich in mehr als in dem Zusatzstoff unterscheiden folgendes Kriterium gilt: Wenn weniger als 20 % der Würmer im Prüfsubstrat sind, ist dieses als Lebensraum für den Kompostwurm ungeeignet.

3.2.1.4 Kresstest – Detektion phytotoxischer Gase

Der Kresstest dient der Überprüfung von Substraten auf phytotoxisch wirkende gasförmige Substanzen. Dieser Test wurde nach den Vorgaben der Bundesgütegemeinschaft Kompost Kapitel IV. A4 durchgeführt (Abb. 3.4).

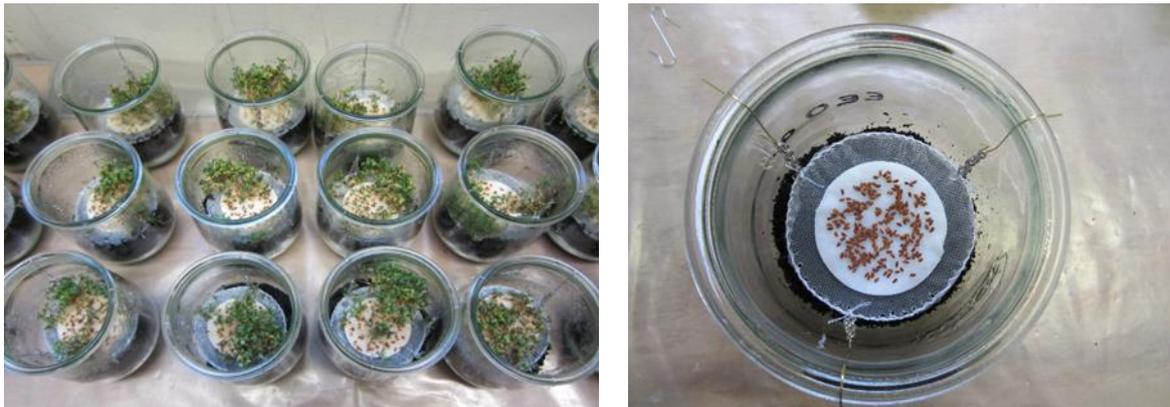


Abb. 3.4: Kresse nach 7 Tagen (links), Vorbereitung des Kresstests (rechts)

Die Proben wurden vor dem Test auf 55% der maximalen Wasserhaltekapazität eingestellt. Je 250 ml Kompost (Frischmasse) wurden in Weckgläser gegeben, darüber wurde eine Aufhängevorrichtung so angebracht, dass ca. 3 cm über dem Kompost/Biokohlekompost die Kressesamen (je Ansatz 0,5g) auf mit destilliertem Wasser befeuchteter Watte ausgesät werden konnten. Die Kressesamen keimten somit in der Gasphase. Es wurde die Kresse: *Lepidium sativum* verwendet. Je Probe wurden 3 Wiederholungen durchgeführt. Als Referenzsubstrat wurde Einheitserde vom Typ 0 verwendet.

Die vorbereiteten Weckgläser wurden im Gewächshaus bei 20 °C und einer Belichtungszeit von 12 h mit einer Belichtungsstärke von 3000 Lux für 7 Tage inkubiert. Wenn nötig wurde mit destilliertem Wasser Feuchtigkeit auf die Watte/Kresse gesprüht, dieses wurde dann einheitlich für alle Ansätze durchgeführt. Nach 7 Tagen wurde die Kresse dicht über der Wurzel abgeschnitten und ihre Frischmasse ausgewogen.

Als Testkriterium gilt, dass die Prüfsubstrate mindestens 80% der Biomasse (Frischgewicht ohne Wurzel) des Referenzsubstrates EEO erzielen müssen.

3.2.1.5 Kressetest - Keimung und Wachstum

Diese Methode wurde nach (DIN EN 16086-2:2012-01) durchgeführt und dient zur Ermittlung der Pflanzenverträglichkeit von Biokohlekomposten im Vergleich zu herkömmlichen Komposten (Abb. 3.5).



Abb. 3.5: Aussaat (links) und Ernte (rechts) der Kresse

Vor der Durchführung des Versuches wurden die Proben auf < 10 mm gesiebt und mittels der Faustprobe auf einen optimalen Feuchtegehalt eingestellt. Verwendet wurde dafür destilliertes Wasser.

Als Referenzmaterial bzw. Kontrolle wurde Torf ... verwendet. Dieser wurde mit gemahlenem Kalkstein auf einen pH zwischen 5,5 und 6,5 eingestellt (zu einem Liter Torf mit einem Gewicht von 212,58 g wurde 132,9 g Kalk gegeben. Zusätzlich wurde das Torf-/Kalkgemisch mit 100 ml eines Volldüngers befeuchtet.

Nachdem der Torf gedüngt und gekalkt wurde, wurde er zum Ausgleich 24 h stehen gelassen.

Im Anschluss wurden die Prüfsubstrate und der Kompost in einer mindestens 3-fachen Wiederholung in quadratische Petrischalen gefüllt. Die Oberfläche wurde ohne großen Druck auszuüben glattgestrichen. Am oberen Rand der Petrischalen wurden im Abstand von ca. 1,5 cm 10 Samen nebeneinander verteilt und leicht angedrückt. Auf jeden Samen wurde ein tropfen destilliertes Wasser gegeben um den Kontakt des Samens zum Substrat zu erhöhen. Die Schalen wurden mit einem Deckel verschlossen und in einem Winkel von 70-80 Grad zum Boden bei 25°C und im Dunkeln für 72 h in den Inkubationsschrank gestellt. Nach Ablauf der Inkubationszeit wird von jeder Schale die Keimrate ermittelt und die Länge der Wurzeln bestimmt. Die Untersuchung ist ungültig, wenn die mittlere Keimrate des Referenzmaterials unter 85% liegt. Folgende Parameter werden für die Auswertung berechnet:

Keimrate und Wurzellänge sowie deren Varianzkoeffizienten:

- AGR: arithmetisches Mittel der Keimrate der acht Wiederholungen eines Prüfsubstrates
- CVG: Variationskoeffizient der Keimrate
- ARLP: arithmetisches Mittel der Wurzellängen aller gekeimten Pflanzen der acht Wiederholungen eines Prüfsubstrates
- CVR: Variationskoeffizient der mittleren Wurzellängen der acht Wiederholungen eines Prüfsubstrates

Index der Wurzellänge:

Der Index der Wurzellänge RI (Root length Index) bezeichnet die prozentuale Abweichung der Wurzellänge im Prüfsubstrat von der mittleren Wurzellänge im Vergleichssubstrat:

$RI (\%) = ((RL_{s1} / RL_c) + (RL_{s2} / RL_c) + \dots + (RL_{s8} / RL_c)) / 8 * 100$	Gl. 3.18
------------------------------------------------------------------------------------------	----------

RI: Index der Wurzellänge
 RL_{s1/s2/s3}: mittlere Wurzellänge der ersten, zweiten und dritten Wiederholung
 RL_c: mittlere Wurzellänge im Vergleichssubstrat

Munoo-Liisa-Vitalitätsindex:

Der Munoo-Liisa-Vitalitätsindex (MLV) bezeichnet die prozentuale Abweichung des Produktes der Keimrate und der mittleren Wurzellänge in den Prüfsubstraten vom Vergleichssubstrat.

$MLV (\%) = ((GR_{s1} * RL_{s1}) + (GR_{s2} * RL_{s2}) + \dots + (GR_{s8} * RL_{s8})) / 8 * (GR_c * RL_c) * 100$	Gl. 3.19
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------

MLV: Munoo-Liisa-Vitalitätsindex
 GR_{s1...s8}: Keimrate der ersten bis achten Wiederholung
 GR_c: Keimrate im Vergleichssubstrat
 RL_{s1...s8}: mittlere Wurzellänge der ersten bis achten Wiederholung
 RL_c: mittlere Wurzellänge im Vergleichssubstrat

3.2.1.6 Chinakohl – Pflanzenverträglichkeit

Mit dem Chinakohltest sollen schädliche Wirkungen der hergestellten Komposte auf Pflanzen erkannt und so vermieden werden Abb. 3.6. Er wurde nach dem Methodenbuch der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK e.V., IV. A3) durchgeführt.

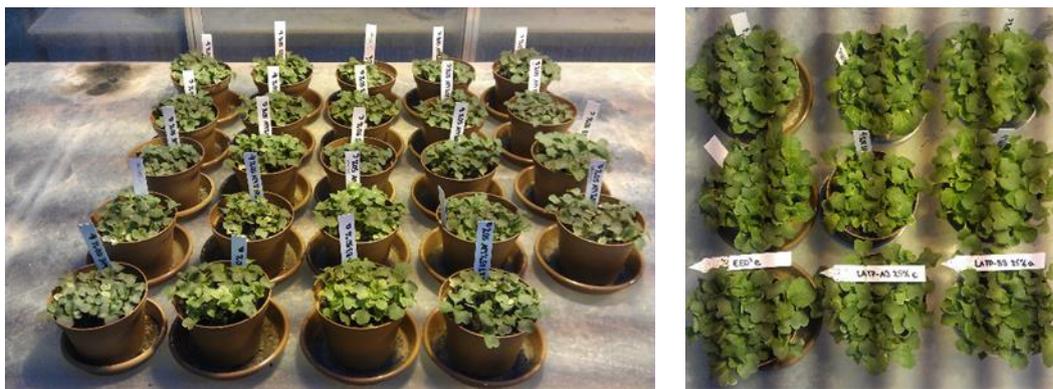


Abb. 3.6: Töpfe mit Chinakohl im Gewächshaus

Vor dem Test wurden die Proben auf < 10 mm gesiebt und der Feuchtegehalt mittels Faustprobe eingestellt. Ein Referenzmaterial (ähnlich EEO Einheitserde) wurde aus Torf und Sand hergestellt, dieses wurde ebenfalls mit dest. Wasser eingestellt. Zur Überprüfung der Anwendbarkeit eines Prüfsubstrats als Bodenverbesserungsmittel wurden Mischungen aus EEO und Prüfsubstrat mit einem Prüfsubstratanteil von 25 % hergestellt. Des Weiteren wurden Mischungen mit einem

Prüfsubstratanteil von 50 % hergestellt um die Anwendbarkeit eines Substrats als Mischkomponente für Erden und Substrate zu beurteilen.

Die Prüfsubstrate wurden in Töpfe (je Mischung 3 Replikate a 400 ml + 3 * reine Einheitserde als Kontrolle) gefüllt und mit je 100 ml Volldünger gedüngt, dann wurden pro Gefäß 30 Samen auf die Substratoberfläche verteilt. Anschließend wurde 100 ml der jeweiligen Mischung auf die Saat gegeben. Die Gefäße wurden unter definierten Bedingungen im Gewächshaus inkubiert. Nach 12 Tagen erfolgte die Ernte bzw. die Bestimmung der Frischbiomasse.

Um als Mischkomponente für die Herstellung von Erden und Substraten dienen zu können, mussten mindestens 90 % der Frischmasse der Kontrolle erreicht werden.

3.3 Teilvorhaben 1: Materialien zur Qualitätsüberprüfung von Biokohlekomposten

3.3.1 Herstellung bzw. Herkunft der Biokohle, Komposte & Biokohlekomposte

Komposte und Biokohlekomposte

Die für die Versuche verwendeten Materialien wurden zum größten Teil im Rahmen des Verbundvorhabens Terra Boga im Botanischen Garten Berlin hergestellt (Abb. 3.7). Zwei Biokohlekomposte (BKS 15 und BKS 30) wurden von der Firma areal GmbH in Hengstbacherhof produziert (Abb. 3.8).



Abb. 3.7: Für Komposte/ BK-Komposte genutzte Biomasse im Botanischen Garten (Berlin),



Abb. 3.8: Mieten der Komposte/ BK-Komposte im Botanischen Garten (Berlin)

Material und Methoden

In der nachfolgenden Tabelle sind die getesteten Komposte und Biokohlekomposte nach den durchgeführten Versuchen aufgelistet (Tab. 3.3).

Tab. 3.3: Verwendete Komposte und Biokohlekomposte mit kurzer Beschreibung ihrer Zusammensetzung und Angaben zum Hersteller

Substrat/ Biokohlesubstrat	Beschreibung	Firma, Ort
Versuche zum Einfluss des Herstellungsverfahrens		
GA2 IR 0%	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil ohne Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA2 IR 15%	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil mit 15 % Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA2 F 0%	Fermentierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil, EMA, Melasse ohne Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA2 F 15%	Fermentierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil, EMA, Melasse mit 15 % Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA2 IR 0% WV	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil ohne Biokohle, wurmvererdet	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA2 IR 15% WV	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil mit 15 % Biokohle, wurmvererdet	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA2 F 0% WV	Fermentierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil, EMA, Melasse ohne Biokohle, wurmvererdet	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA2 F 15% WV	Fermentierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil, EMA, Melasse mit 15 % Biokohle, wurmvererdet	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost		
GA2 IR 0%	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil ohne Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA2 IR 15%	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil mit 15 % Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA3 IR 0%	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, Wiesenmahd geringer Erdanteil ohne Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA3 IR 15%	Kompostierter Grünschnitt Rasenschnitt, Wiesenmahd geringer Erdanteil mit 15 % Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA8 IR 0%	Kompostierter geschredderter Grünschnitt fermentierter Rasenschnitt, fermentierter Grünschnitt, Komposterde, Gesteinsmehl, Tonmehl	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA8 IR 15%	Kompostierter geschredderter Grünschnitt, fermentierter Rasenschnitt, fermentierter Grünschnitt, Komposterde, Gesteinsmehl, Tonmehl mit 15 % Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA10 IR 0%	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA10 IR 15%	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl mit 10 Vol.-% Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA11 IR 0%	Grünschnittkompost, ohne Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA11 IR 15%	Grünschnittkompost, mit 10 Vol.-% Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin

Material und Methoden

Substrat/ Biokohlesubstrat	Beschreibung	Firma, Ort
Versuche mit unterschiedlichen Biokohlemengen und zum Vergleich zw. Aktivierter Biokohle und nicht aufgeladener Biokohle		
Versuch 1		
UA-S100-U1	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl (GA10.7)	FU Geoökologie /Botanischer Garten, Berlin
UA-S70-U1	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl (GA10.7) mit 30 % BK	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
UA-S50-U1	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl (GA10.7) mit 50 % BK	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
UA-BKS10-U1	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl mit 10% Vol.-% BK (GA10.4)	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
UA-BK100_U1	100%BK	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
Versuch 2		
GA2 IR 0% + Biokohle (1%, 5%, 10%, 20%, 40%)	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil, nach der Vererdung wurde Biokohle eingemischt	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA2 IR 0% + aktivierte Biokohle (1%, 5%, 10%, 20%, 40%)	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil, nach der Vererdung wurde aktivierte Biokohle eingemischt	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
Versuche mit stickstoffreichen Materialien (Urin, Pferdemist und aktivierte Biokohle)		
Versuch 1		
GA10.1	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl mit 10 Vol.-% Biokohle und Urin	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA10.2	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl mit 10 Vol.-% Biokohle und Urin-aktivierter Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA10.3	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl mit 10 Vol.-% Biokohle und Pferdemist	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA10.4	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl mit 10 Vol.-% Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA10.5	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl mit Urin	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA10.6	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl mit Pferdemist	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA10.7	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
Versuch 2		
UA-S85-U1	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl (GA10.7) mit 15 % BK und 0 ml Harn/Liter Substrat	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
UA-S85-U2	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl (GA10.7) mit 15 % BK und 30 ml Harn/Liter Substrat	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
UA-S85-U3	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl (GA10.7) mit 15 % BK und 65 ml Harn/Liter Substrat	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin

Material und Methoden

Substrat/ Biokohlesubstrat	Beschreibung	Firma, Ort
UA-S85-U4	Kompostierter, geschredderter Grünschnitt, Gesteinsmehl (GA10.7) mit 15 % BK und 100 ml Harn/Liter Substrat	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
Ansäuerungsversuche		
GA11.1	Grünschnittkompost, ohne Biokohle, ohne Schwefel	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA11.2	Grünschnittkompost, ohne Biokohle, mit 3 kg Schwefel/m ³	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA11.3	Grünschnittkompost, mit 10 Vol.% Biokohle, ohne Schwefel	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
GA11.4	Grünschnittkompost, mit 10 Vol.-% Biokohle, mit 3 kg Schwefel/m ³	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin
Externe Komposte und Biokohlekomposte		
BKS 15	Kompostiertes und fermentiertes Material mit 15 % Biokohle (+ Gärreste und Gesteinsmehl)	areal GmbH, Hengstbacherhof
BKS 30	Kompostiertes und fermentiertes Material mit 30 % Biokohle (+ Gärreste und Gesteinsmehl)	areal GmbH, Hengstbacherhof
Kompost 1 (z.K.)	Grünschnittkompost	im Botanischen Garten eingesetzt
Kompost 2 (s.K.)	Grünschnittkompost	SaGeMa GmbH

Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost

Die Komposte und Biokohlekomposte (Großansätze = GA) wurden aus Grünschnitt, Rasenschnitt, Erdanteil und teilweise Holz- und Laubbeimischungen hergestellt. Den Biokohlemieten wurde zusätzlich vor der Kompostierung 15 % Vol.-% Biokohle bzw. bei GA11 und GA10 10 Vol.-% zugegeben. Dem Großansatz 8 wurde Gesteins- und Tonmehl zugesetzt, da sich eine Zumischung dieser Materialien positiv auf die Bildung von Ton-Humus-Komplexen auswirkt. Dieses trägt zu einer nachhaltigen Einbindung von Nährstoffen bei und bietet zudem Lebensraum für Mikroorganismen, des Weiteren wird die Krümelstruktur der Komposte und Biokohlekomposte verbessert.

Nach der Sammlung der oben aufgeführten pflanzlichen Inputstoffe im Botanischen Garten Berlin wurden diese geschreddert und gemeinsam mit anderen Inputstoffen z.B. Gesteinsmehl, Bentonit und 10-15 Vol.-% Biokohle zu kleinen Dreiecksmieten (2,50 m breit und 1,50 m hoch) aufgesetzt und gründlich durchmischt. Anschließend wurden die Mieten mit einem atmungsaktiven Vlies bedeckt. Der kleine Mietenquerschnitt und das mehrmalige Umsetzen der Materialien pro Woche wurde eine optimale Sauerstoffversorgung gewährleistet. Der Kompostierungsprozess dauerte i.d.R. 6 Wochen, anschließend setzt ein dreimonatiger Reifeprozess ein. Innerhalb dieser Zeit wurden die Komposte ein bis zweimal umgesetzt. Die fertigen Komposte und Biokohlekomposte wurden abgeseibt und in überdachten Boxen bis zur Verwendung gelagert. Um Fehlentwicklungen während der Kompostierung zu verhindern, wurden regelmäßig Temperatur, Feuchtigkeit und Geruch der Kompostmieten kontrolliert.



Abb. 3.9: links: Kompost GA2 IR 0%, rechts: Biokohlekompost GA2 IR 15%

Versuche zum Herstellungsverfahren

Ziel der Versuche zum Herstellungsverfahren, war es dasjenige Verfahren zu ermitteln, welches eine optimale Hygienisierung der Materialien gewährleistet.

Die Herstellung des Komposts und Biokohlekomposts erfolgte wie oben beschrieben. Die zur Fermentation vorgesehenen Materialien wurden gehäckselt und homogenisiert sowie anschließend mit einer Ema/Melasse-Lösung (11 l/m³) angeimpft. Der Biokohlevariante wurde 15 Vol.-% Biokohle zugegeben. Die aufgesetzten Fermentationsmieten wurden lagenweise durch Befahren mit dem Radlader und Andrücken mit der Radladerschaufel verdichtet. Die Mieten wurden mit luftdichten Silagefolien abgedeckt. Die Abb. 3.10 zeigt schematisch den Herstellungsprozess für Großansatz 2

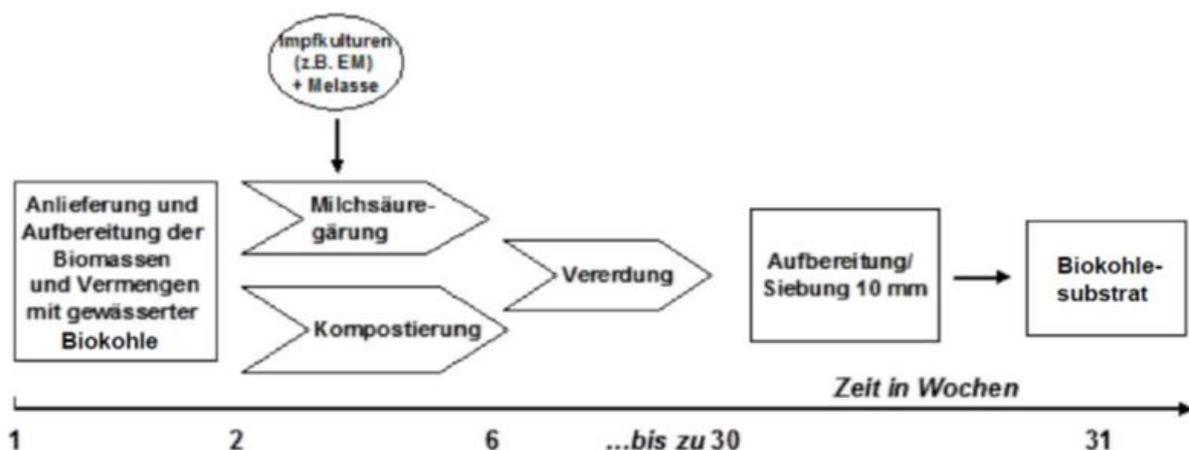


Abb. 3.10: Schematischer Ablauf des Großansatzes 2 mit parallelem Fermentations- und Kompostierungsversuch

Die beiden Hygienisierungsprozesse (Heißrotte und Milchsäure-Fermentation) wurden zusätzlich mit anschließender Vermikompostierung (Wurmvererdung) vergleichend untersucht. In das fermentierte (GA2 F 0% und GA2 F 15%) und kompostierte Material (GA2 IR 0% und GA2 IR 15%) wurden jeweils ca. 600 Kompostwürmer (*Eisenia fetida*) eingesetzt. Die Ansätze wurden bei ca. 23 °C in Boxen gelagert und im Verlauf der Wurmvererdung mehrmals befeuchtet.

Versuche mit unterschiedlichen Biokohlemengen und zum Vergleich zwischen Biokohle und aktivierter Biokohle

UA-Ansätze mit BK-Steigerung:

Die UA-Ansätze wurden im Rahmen einer Bachelorarbeit (Tietjen, 2014) aus der Miete 7 des Großansatzes 10 (reiner Komposte) und Biokohle aus der Produktion des Botanischen Gartens hergestellt. Dazu wurde Miete 7 mit der Biokohle im Verhältnis von 85:15, 70:30, 50:50 und 0:100 vermischt (Tab. 3.4).

Tab. 3.4: Mischungsverhältnisse der UA-Ansätze zum Einfluss der Biokohlemenge auf verschiedene chemisch-physikalische und biologische Parameter

Bezeichnung	Kompostmenge	Biokohle
UA-S100-U1	100 % GA 10 Miete 7	-
UA-S85-U1	85 % GA 10 Miete 7	15 %
UA-S70-U1	70 % GA 10 Miete 7	30 %
UA-S50-U1	50 % GA 10 Miete 7	50 %
UA-BK100_U1	-	100 %

Großansatz 2 + Einmischungen (GA2 IR 0% + 1%, 5%, 10%, 20%, 40% Biokohle und GA2 IR 0% + (1%, 5%, 10%, 20%, 40% aktivierter Biokohle):

Für die Herstellung dieser Biokohlekomposte wurde vom Großansatz 2 ohne Kohle (GA2 IR 0%) Probenmaterial entnommen. Dieses wurde mit der nachfolgend beschriebenen Biokohle bzw. aktivierten Biokohle in folgenden Verhältnissen gemischt (Tab. 3.5) und für ca. 1 Monat im Folienzelt gelagert.

Tab. 3.5: Mischungsverhältnisse GA2 mit Biokohle/ aktivierter Biokohle

Kohleanteil (%)	GA2 IR 0% (I)	Kohle (I)
0	12,0	0,0
1	11,9	0,1
5	11,4	0,6
10	10,8	1,2
20	9,6	2,4
40	7,2	4,8
100	0,0	12,0

Versuche mit Urin, Pferdemist und aktivierter Biokohle

Im Großansatz 10 (GA10) wurde versucht, den Stickstoffgehalt mit Hilfe verschiedener nährstoffreicher Inputmaterialien wie z.B. Urin und aktivierter Biokohle zu erhöhen. Bei diesem Großansatz wurden 7 Mieten aufgesetzt, die alle geschredderten Grünschnitt und Gesteinsmehl (2 kg pro m³) enthielten. Die Biokohlemieten haben einen Kohleanteil von 10 %. Die Unterschiede der 7 Mieten ergeben sich durch die Biokohlezugabe und die Art der N-Düngung (Urin, Urin-aktivierte Kohle, Pferdemist) wie folgt:

- Miete 1 (mit Kohle + Urin)
- Miete 2 (mit Kohle + Urin-aktivierter Kohle)
- Miete 3 (mit Kohle + Pferdemist)
- Miete 4 (mit Kohle, ohne Zusätze)

- Miete 5 (ohne Kohle + Urin)
- Miete 6 (ohne Kohle + Pferdemist)
- Miete 7 (ohne Kohle, ohne Zusätze)

UA-Ansätze (Urin):

Wie oben beschrieben wurden die UA-Ansätze aus dem Großansatz 10, Kompost ohne Biokohle (Miete 7) und einer im Botanischen Garten produzierten Biokohle hergestellt. Der Kompost wurde für diesen Versuch mit Biokohle im Verhältnis von 85:15 vermischt (Tab. 3.6). Die Lagerung der hergestellten Substrate erfolgte in 30 l Eimern. Nach einer Woche wurde der Biokohlekompost UA-S85 mit Harn und Wasser in folgenden Stufen im Betonmischer vermengt: 0 ml, 30 ml, 65 ml und 100 ml Harn (10 ml Harn enthalten in etwa 30 mg NH₄) und mit Wasser auf 130 ml aufgefüllt. Im Anschluss wurden die Biokohle-Urin-Komposte weiter in Eimern gelagert und mit einer Plane abgedeckt. Zwei Wochen nach der Vermischung mit Wasser und Harn wurden die Substrate beprobt und bei 15°C im Keller gelagert, bzw. bei <-4°C eingefroren (Nmin-Bestimmung).

Tab. 3.6: Mischungsverhältnisse der UA-Ansätze

Substratname	Substratmenge	Kohlemenge	Urinmenge
UA-S85-U1	85 % GA 10 Miete 7	15%	0 ml
UA-S85-U2			30 ml
UA-S85-U3			65 ml
UA-S85-U4			100 ml

Ansäuerungsversuche mit Schwefel

Zur Herstellung von sauren Komposten wurde den Komposten/Biokohlekomposten Schwefelbentonit zugegeben. Diese Versuche hatten zum Ziel ein Torfersatzsubstrat herzustellen.



Abb. 3.11: Zugabe von Schwefelbentonit zu GA 11

Lagerungsversuche

Mit folgenden Komposten /Biokohlekomposten wurden Lagerungsversuche durchgeführt:

- | | |
|----------------------------------|----------------------------------|
| • GA2 IR 0%, 15%, GA2 F 0%, 15%: | März – Nov. 2012 → 8 Monate |
| • GA2 IR 0%, 15%: | März 2012 – Mai 2015 → 37 Monate |
| • Wurmvererdete Materialien: | Juli – Nov. 2012 → 4 Monate |
| • GA3 IR 0%, 15%: | Juni - Nov. 2012 → 5 Monate |
| • GA3 IR 0%, 15%: | Juni 2012 – Mai 2015 → 35 Monate |
| • GA8 IR 0%, 15%: | Nov. 2012 – Mai 2015 → 30 Monate |

Allen Materialien wurde die Biokohle schon vor dem Kompostier- bzw. Fermentationsprozess zugegeben. Eine Ausnahme bilden die Substrate GA2 IR 0% mit 1, 5, 10, 20 und 40 % Biokohle und aktivierter Biokohle und die UA-Ansätze

Externe Komposte und Biokohlekomposte

Als Komposte wurden zwei im Handel erhältliche Grünschnittkomposte genutzt. Bei einem Kompost (z.K.) handelt es sich bei dem im Botanischen Garten verwendetem Material. Der zweite Kompost (s.K.) wurde über die Sagma GmbH bezogen.

Die Biokohlesubstrate BKS 15 und 30 wurden von der Firma areal am Hengstbacherhof nach dem in Abb. 3.12 dargestellten Schema hergestellt:

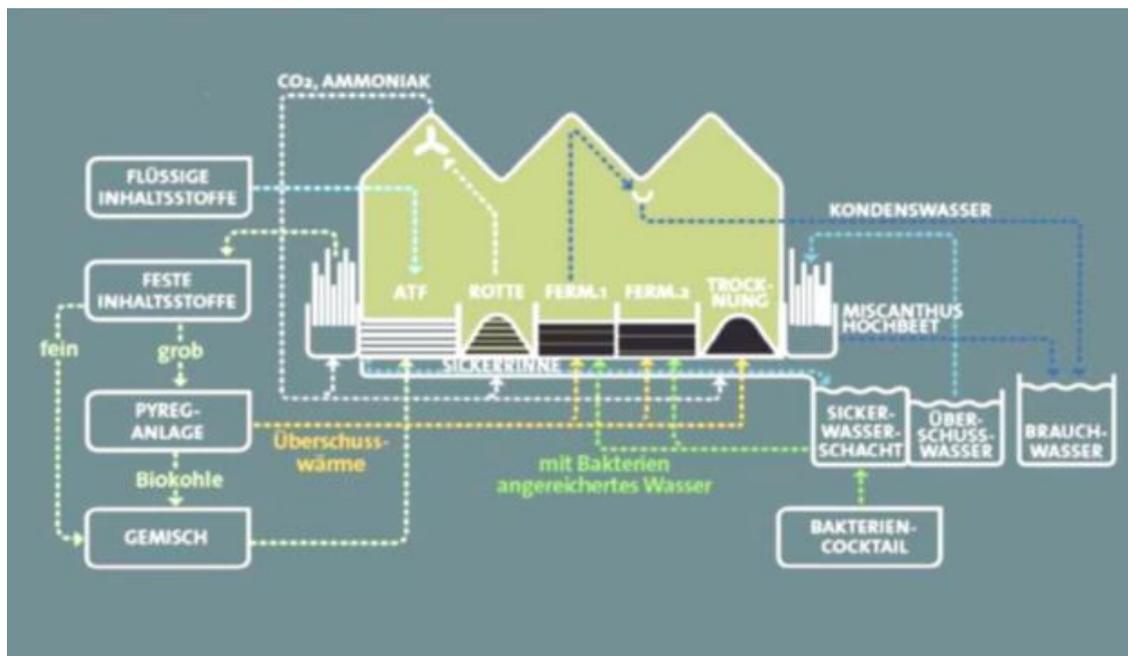


Abb. 3.12: Schema für die BKS-Herstellung am Hengstbacherhof (Daum und Böttcher, 2011)

Der Biokohlekompost BKS 15 enthält 15 Vol.-% Biokohle, der Biokohlekompost BKS 30 enthält 30 Vol.-% Biokohle. Als Inputstoffe wurden Grünschnitt (mit Vorrotte), Gärreste, Gesteinsmehl und Biokohle (Fa. Schottdorf) verwendet. Die Inputstoffe wurden mit Hilfe eines Radladers vermischt und den ersten Bereich der Anlage (Austauschfilter - ATF) als Mierte aufgeschichtet. In der ATF-Box erfolgte die Einbringung der Gärreste. Nach einer Woche wurde die Mierte in die Rottebox locker umgeschichtet und mit Vlies bedeckt. Nach der Hygienisierung in der Rottebox wurden die Mieten mit Effektiven Mikroorganismen (EMa) angeimpft und in die Fermentationsboxen umgelagert. Die Mieten wurden dort verdichtet und mit Silagefolie abgedeckt. Nach ca. 2 Wochen wurde das Material in die Trocknungsbox umgelagert und nach erfolgter Trocknung abgesiebt

Biokohle

Für die Herstellung der Biokohlekomposte GA2, GA3, GA8, GA10, BKS 15 und BKS 30 wurde Biokohle der Firma Carbon Terra (Schottdorf Meiler) verwendet. Die Kohle wurde aus Nadelholz (Fichte) bei ca 550 °C hergestellt.

Für GA11 und die UA-Ansätze wurde eine Biokohle aus der Eigenproduktion des Botanischen Gartens verwendet. Diese Biokohle wurde aus einem Mix aus Holz und Astschnitt bei 550 - 650 °C hergestellt.

Aktivierte Biokohle

GA2 IR 0%

Zur Herstellung der aktivierten Biokohle wurde die reine Biokohle (Carbon Terra) mit Rasenschnitt fermentiert. Dazu wurde eine Miete mit 50 % Biokohle und 50 % Rasenschnitt aufgeschichtet. Die Miete wurde über 6 Monate regelmäßig befeuchtet und gewendet. Zum Zeitpunkt der Probennahme waren bis auf wenige Ausnahmen keine Rasenschnittanteile mehr erkennbar. Die wenigen verrotteten Rasenklumpen wurde während der Probennahme entfernt, so dass nur die aktivierte Kohle übrig blieb.

GA 10

Die Biokohle (Carbon Terra) wurde in 60 l Eimern vollständig mit Urin getränkt und später in mit Löchern versehene Boxen umgefüllt. Nach Ablauf der Flüssigkeit wurde die feuchte Kohle zur Herstellung der Großansatzes 10 Miete 2 verwendet.

3.3.2 Probennahme und Probenvorbehandlung

Die Probennahmen fanden für die im Botanischen Garten hergestellten Proben nach der jeweiligen Vererdungszeit (abhängig vom Klima und Inputmaterialien) der Mieten statt. Es wurden von 6 oberflächlichen und 7 tiefen Beprobungspunkten Proben mit einem Spatel entnommen und daraus eine Mischprobe hergestellt (Abb. 3.13).

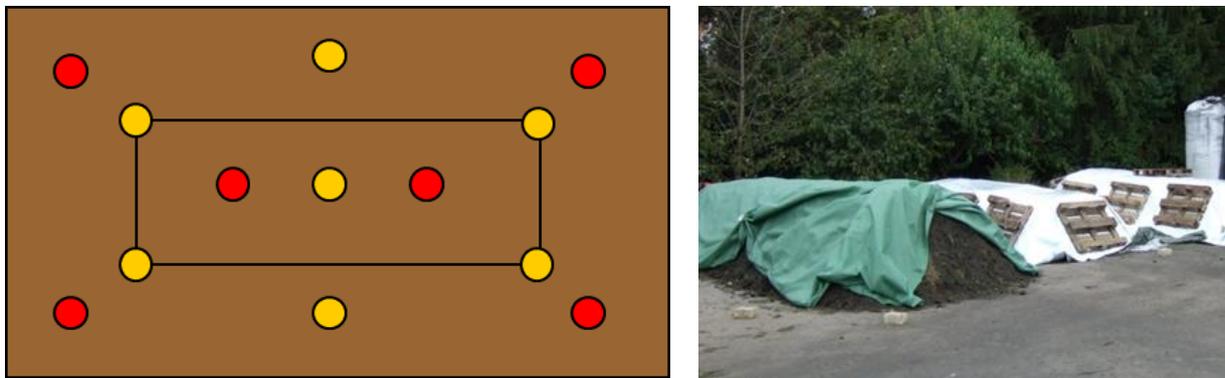


Abb. 3.13: links: Probennahmeschema zur Mietenbeprobung, 6 oberflächliche Beprobungspunkte, 7 tiefe Beprobungspunkte, rechts: Mieten im Botanischen Garten

Die Biokohlekomposte und die Ansätze ohne Biokohle wurden direkt nach der Probennahme homogenisiert und für die biologischen Untersuchungen auf < 5 mm (Rottegrad, mikrobiologische Untersuchungen (Atmungsaktivität, Biomasse, Nitrifikation), Regenwurmfluchttest) bzw. < 10 mm (Kressetests, Chinakohltest) gesiebt. Chemisch-physikalische Parameter die zur Durchführung der Biotests notwendig sind wurden sofort ermittelt. Dazu gehören der Wassergehalt (nach BGK, Kapitel II. A1), die maximale Wasserhaltekapazität (nach BGK, Kapitel II. A2), der Gehalt an organischem Kohlenstoff, die Rohdichte (nach BGK, Kapitel II. A4) und der pH-Wert. Die Lagerung der Proben erfolgte bis zu den jeweiligen biologischen Untersuchungen im Kühlschrank bei 4 °C.

3.4 Teilvorhaben 2: Materialien zur Untersuchung der Bodenqualität bei der Anwendung von Biokohlekomposten

Im Folgenden werden die für diese Arbeit verwendeten Böden, Biokohlekomposte, Komposte und Biokohlen und deren Mischungen vorgestellt. Dabei wird auf die Herkunft der Böden und Komposte sowie der Biokohle eingegangen. Des Weiteren wird die Probennahme und Probenaufbereitung der Böden beschrieben, sowie genau auf die Herstellung der Biokohlekomposte und die Kriterien für deren Auswahl eingegangen. In einem weiteren Schritt wird die Herstellung der verschiedenen Boden/Biokohlekompost- und Boden/Biokohle- sowie Boden/Kompost-Mischungen sowie der Ansatz der Gefäß- und Parzellenversuche beschrieben.

3.4.1 Böden: Herkunft, Probennahme, Probenaufbereitung und Homogenisierung

Herkunft:

Bei den untersuchten Böden handelt es sich um drei Sandböden Brandenburgs. Boden 1 wurde auf dem Gelände eines ehemaligen Sportplatzes eines militärisch genutzten Gebietes am Standort Kummersdorf (KU) entnommen. Boden 2 und Boden 3 wurden im Frühjahr 2012 aus zwei verschiedenen Sandwerken in Brandenburg angeliefert.

In Tabelle Tab. 3.7 ist eine Zusammenfassung der für diese Arbeit verwendeten Böden dargestellt.

Tab. 3.7: Verwendete Böden mit ausgewählten physikalischen, chemisch-physikalischen und chemischen Parametern

Bodenbez.	Herkunft	Bodenart	pH (CaCl ₂) [-]	Salzgehalt (feucht) [g/l]	Rohdichte (feucht) [g/l]	C _t [% TS]	N _t [% TS]
Boden 1	ehem. Sportplatz auf Militärgelände in Kummersdorf (Brandenburg)	Ss	6,4	0,3	1411	1,2	0,1
Boden 2 (JKI)	Sandwerk	Ss	7,3	0,5	1425	0,7	0,0
Boden 3 (KU)	Sandwerk	Ss	6,9	0,2	1450	1,7	0,1

Probennahme:

Die Probennahmen für den Boden 1 fanden im April 2011 statt. Das entnommene Bodenmaterial wurde in PE-Fässer gefüllt und zum Julius Kühn-Institut (JKI), Berlin transportiert, wo es bis zu seiner Verwendung bei Umgebungstemperatur gelagert wurde.

Probenaufbereitung /-homogenisierung der Böden:

2011: Die Probenaufbereitung bzw. -homogenisierung wurde am JKI, Berlin im Mai 2011 durchgeführt. Dafür wurden die Proben zu großen Erdkegeln aufgeschichtet und mittels Schaufeln von Hand mehrfach durchgemischt (Abb. 3.14).

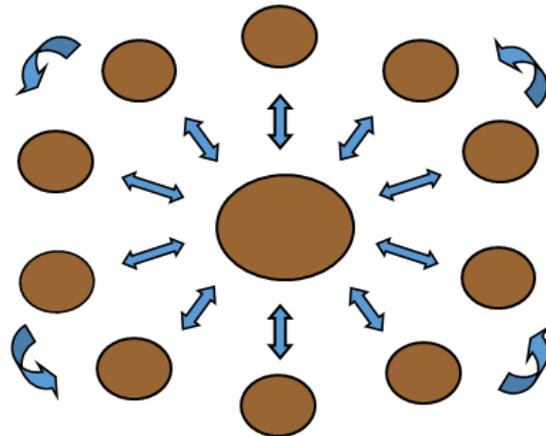


Abb. 3.14: Homogenisierung der Bodenproben (Foto und Schema)

2012: Die Homogenisierung der aus den Sandwerken stammenden Böden 2 und 3 erfolgte auf dem jeweiligen Testgelände (Boden 2 im Julius Kühn-Institut (JKI), Boden 3 in Kummersdorf (KU)) mittels Bagger.

3.4.2 Biokohlekomposte, Komposte, Biokohle

In Tabelle Tab. 3.8 sind die zur Einmischung verwendeten Komposte und Biokohlekomposte aufgelistet.

Tab. 3.8: Verwendete Komposte und Biokohlekomposte

Probenbez.	Beschreibung	Herkunft (Firma, Ort)	Versuch
BKS 15	Kompostiertes und fermentiertes Material mit 15 % Biokohle (+ Gärreste) und Gesteinsmehl)	areal GmbH, Hengstbacherhof	GV 2011 GV 2012 PV 2012 * ¹
BKS 30	Kompostiertes und fermentiertes Material mit 30 % Biokohle (+ Gärreste und Gesteinsmehl)	areal GmbH, Hengstbacherhof	GV 2011 GV 2012 PV 2012 * ²
GA2 IR 0%	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil ohne Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin	GV 2012
GA2 IR 15%	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil mit 15 % Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin	GV 2012
GA2 F 0%	Fermentierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil, EMA, Melasse ohne Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin	GV 2012
GA2 F 15%	Fermentierter Grünschnitt, Rasenschnitt, geringer Erdanteil, EMA, Melasse mit 15 % Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin	GV 2012
GA3 IR 0%	Kompostierter Grünschnitt, Rasenschnitt, Wiesenmahd geringer Erdanteil ohne Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin	GV 2012

Probenbez.	Beschreibung	Herkunft (Firma, Ort)	Versuch
GA3 IR 15%	Kompostierter Grünschnitt Rasenschnitt, Wiesenmahd geringer Erdanteil mit 15 % Biokohle	FU Geoökologie/ Botanischer Garten, Berlin	GV 2012
WE	Kompostierter Rinderdung mit 15 % Biokohle	Wandlitzer Erden, Wandlitz	GV 2012
BK	Biokohle	Carbon Terra	GV 2011 GV 2012 PV 2012 * ²

¹ KU, ² JKI, GV = Gefäßversuch, PV = Parzellenversuch

Die Biokohlekompostvarianten BKS 15 und BKS 30 wurden von der Firma areal GmbH (siehe auch Kapitel 3.3.1) hergestellt und in 1 m³ großen Big Bags angeliefert. Die Zusammensetzung der zwei Materialien ist in Tabelle Tab. 3.9 dargestellt.

Tab. 3.9: Zusammensetzung der Biokohlekomposte BKS 15 und BKS 30

Material	Grünschnitt		Biokohle		Gärreste	Gesteinsmehl
	[m ³]	[%]	[m ³]	[%]	[m ³]	[kg]
BKS 15	25,5	85	4,5	15	9	450
BKS 30	21	70	9	30	9	450

Die Biokohle wurde über die Firma Carbon Terra bezogen und wie die Komposte, bis zu ihrer Verwendung am JKI gelagert. Darüber hinaus kamen Komposte und Biokohlekomposte aus dem TerraBoGa-Projekt des Botanischen Gartens zur Anwendung.

3.4.3 Herstellung der Boden-Mischungen und Anlegen der Versuche

Die Proben für die in dieser Arbeit im Fokus stehenden Biologischen Tests, sowie für die physikalische, physikalisch-chemische und chemische Charakterisierung stammen aus Gefäß- und Parzellenversuchen, die mit den beschriebenen Materialien angesetzt wurden.

Die Tabelle Tab. 3.10 zeigt zusammenfassend welche Mischungen aus den oben beschriebenen Böden und Komposten/Biokohlekomposten hergestellt wurden.

Tab. 3.10: Hergestellte Boden/Kompost, Boden/Biokohle und Boden/Biokohlesubstratmischungen

Versuch	Boden	Substrate und BK	Einmischungsmengen BKS und BK	Laufzeit Frühjahr 2011 bis...	Pflanzen
GV 2011	Boden 1	BKS 15 BKS 30 BK	10 Vol.-% BKS 50 Vol.-% BKS 15 Vol.-% BK	Herbst 2011 Frühjahr 2015	Mais (2011)

Versuch	Boden	Substrate und BK	Einmischungsmengen BKS und BK	Laufzeit Frühjahr 2011 bis...	Pflanzen
GV2012	Boden 2	BKS 15 BKS 30 GA2 IR 0% GA2 IR 15% GA3 IR 0% GA3 IR 15% BK	25 Vol.-% BKS & Kompost 7,5 Vol% BK	Frühjahr 2015	Mais 2012 Knautgras (ab 2012)
PV 2012 a)	Boden 3	BKS 15	10 Vol.-% BKS 15	Herbst 2015	Mais (2012) Winterroggen (2012/2013) Gelbsenf (2013) Hirse (2014) Gelbsenf (2015)
PV 2012 b)	Boden 2	BKS 30 BK	50 Vol % BKS 30 15 Vol.-% BK	Herbst 2015	Mais (2012) Winterroggen (2012/2013) Gelbsenf (2013) Hirse (2014) Gelbsenf (2015)

a) Kummersdorf, b) JKI

Gefäßversuche

2011 und 2012 wurden Mitscherlichgefäßversuche angesetzt. 2011 wurden dem Boden 1 die beiden BKS Varianten jeweils zu 10 und 50 Vol.-% zugegeben. Die reine Biokohle wurde dem Boden zu 15 Vol.-% zugegeben, dieses entspricht dem Anteil an Biokohle in der Variante mit 50 Vol.-% BKS 30 (Tab. 3.10). Je Variante wurden zwei Mitscherlichgefäße hergestellt und mit Mais der Sorte Subito bepflanzt. 2012 wurde dem Boden 2 25 Vol.-% der BK-Komposte und Komposte sowie reine Biokohle von 7,5 % zugegeben (Tab. 3.10). Aus jeder Mischung wurden 4 Mitscherlichgefäße hergestellt. Diese wurden 2012 mit Mais und anschließend bis zum Versuchsende mit Knautgras bepflanzt (Abb. 3.15).



Abb. 3.15: Mitscherlichgefäße mit Mais (links), mit Knautgras (rechts)

Parzellenversuche

Die Parzellenversuche wurden im JKI in Berlin Dahlem (Boden 2) und in Kummersdorf (Teltow-Fläming, Brandenburg) (Boden 3) im Mai 2012 angelegt (Abb. 3.16).

Die Vermischung und Homogenisierung des Bodens 2 mit dem BKS 30 erfolgte im Verhältnis 50:50. Zusätzlich wurde eine Variante mit 15 Vol.-% (ca. 21 t/ha) reiner Biokohle hergestellt. Die hergestellten Boden-Kompost/Boden-Biokohlekompost und Boden-BK-Mischungen sowie die reinen Böden wurden in Big Bags zum JKI, Berlin transportiert. An diesem Standort wurden Parzellenversuche angelegt.

Die Aufbringung und Einarbeitung von BKS 15 auf/in die Parzellen mit dem Boden 3 in Kummersdorf erfolgte oberflächlich mit 10 Vol.-%.

Alle Parzellen hatten eine Größe von 4 m * 4 m * 0,3 m und wurden mit Mais der Sorte Zea mays Subito bepflanzt.



Abb. 3.16: Fotos der Parzellenversuche in Kummersdorf (links) und JKI (rechts)

3.4.4 Probennahme und Probenvorbehandlung

1. Probennahme aus Gefäßversuchen

Die Probennahme aus den Gefäßversuchen, die 2011 angesetzt wurden erfolgte mittels Topfprobennehmer zu Beginn und am Ende der Vegetationsperiode. Für die Startwerte der Gefäßversuche 2012 wurden Mischproben aus den 3 bzw. 4 Gefäßen hergestellt. Die Endwerte wurden 2015 genommen, hierbei wurde jeder Topf einzeln folgendermaßen beprobt. Der komplette Boden aus einem Gefäß wurde auf einem Tablett verteilt, Wurzelrückstände entfernt und mit einer Handschaufel homogenisiert. Dann wurden für die verschiedenen Untersuchungsparameter gesiebte (< 2 mm, < 5 mm) bzw. ungesiebte Proben in Beutel gefüllt und entsprechend den Vorgaben bis zur Untersuchung im Tiefkühlschrank oder Kühlschrank gelagert.

2. Probennahme aus Parzellenversuchen

Die Probennahmen aus den Testparzellen erfolgte nach dem in Abb. 3.17 dargestellten Muster. Aus jedem Quadrant wurden jeweils vier tiefe (rot: > 10 cm) und fünf flache (gelb: 0 - 10 cm) Bodenproben als Mischprobe vereinigt.

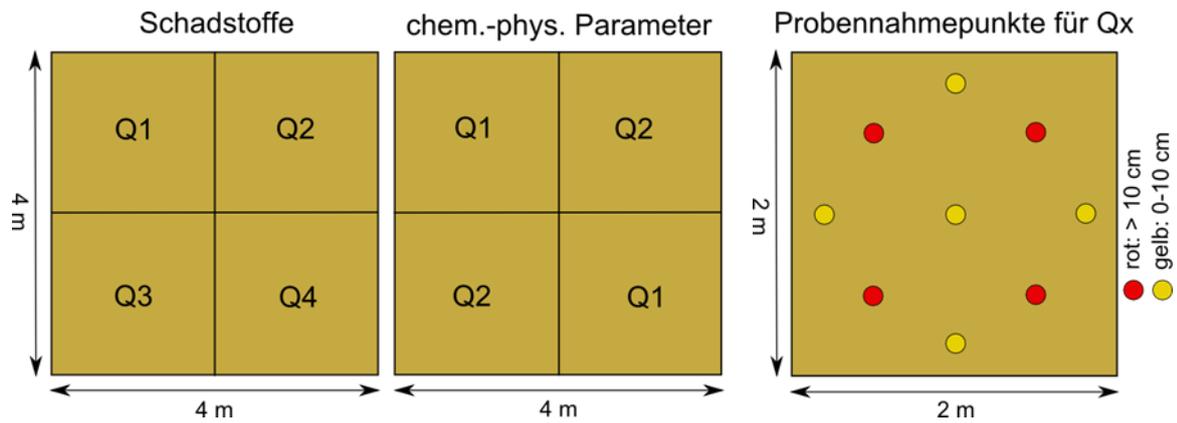


Abb. 3.17: Probennahmeschema zur Parzellenbeprobung (aus Bachelorarbeit H. Block)

Für die physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter wurde jeder einzelne Quadrant mittels der im folgenden Absatz beschriebenen Verfahren untersucht. Für die biologischen Tests und Elutionstests wurden die Proben aus allen Probenahmeerpunkten vereinigt.

3.5 Statistische Auswertung

Die statistische Analyse erfolgte mit IBM SPSS Statistics 22. Die für diese Arbeit ermittelten Daten wurden auf Normalverteilung und Varianzhomogenität (Levene-Test) überprüft. Bei einer Normalverteilung der Daten wurde je nach Gruppengröße ein T-Test oder eine Anova (ab drei Gruppen) durchgeführt. Bei signifikanten Unterschieden ($p < 0,05$) zwischen den ermittelten Werten wurden im Anschluss an die Anova Post-Hoc-Tests durchgeführt, um festzustellen zwischen welchen Gruppen signifikante Unterschiede auftreten. Hierbei wurden bei Varianzhomogenität die Ergebnisse des Tukey-HSD-Tests herangezogen oder bei fehlender Varianzhomogenität die des Tamhane-Tests. Bei nicht normalverteilten Daten wurde zunächst versucht diese durch Transformation in eine Normalverteilung zu bringen. Ist dieses nicht gelungen, wurden nichtparametrische Tests durchgeführt.

3.6 Qualitätssicherung

Qualitätssicherung der Inputstoffe

Die Inputstoffe für die Kompost-/ Biokohlekompost- Herstellung wurden an der Freien Universität Berlin und in externen akkreditierten Laboren auf Grundlage von standardisierten Testverfahren überprüft.

Qualitätssicherung der Probennahme

Die Qualitätssicherung bei der Probennahme wurde durch die Formblätter: Probennahmedokumentation, Probennahmeplan/Beprobungsplan und Probennahmeprotokoll gewährleistet. Proben die extern analysiert werden mussten, wurden mit Probenbegleitschein und Analysenplan verschickt.

Qualitätssicherung der Untersuchungsmethoden

Sämtliche Untersuchungen wurden auf Grundlage von standardisierten Testverfahren durchgeführt. Zusätzlich wurden interne Arbeitsanweisungen ausgearbeitet. Zur Sicherung der Qualität wurden Mehrfachbestimmungen und laborinterne Vergleichsuntersuchungen durchgeführt. Des Weiteren wurde mit Blindwerten und Standards gearbeitet, sowie ein Laborbuch geführt.

Die ausgewählten externen Labore waren nach DIN EN ISO/IEC 17025 akkreditiert.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Teilvorhaben 1: Qualität von Biokohlekomposten

Zur Untersuchung der Qualität von Biokohlekomposten wurden die hergestellten Komposte und Biokohlekomposte chemisch-physikalisch grundcharakterisiert. Im Anschluss wurden die ausgewählten biologischen Methoden: mikrobielle Biomasse (auf Grundlage der Bestimmung der substratinduzierten Atmung), die potentielle Ammoniumoxidation, der Regenwurmfluchttest, der Kresstest zur Detektion phytotoxischer Gase und die Tests zur Pflanzenverträglichkeit (Chinakohl und Kresse) angewendet.

Zu folgenden Varianten wurden Versuche durchgeführt:

- Variation der Inputstoffe
 - Biokohle vs. ohne Biokohle
 - steigende BK Menge
 - Urin vs. ohne Urin
 - Pferdemist vs. ohne Pferdemist
 - aktivierte vs. nicht aktivierte Kohle
 - Schwefel vs. ohne Schwefel
- Herstellungsverfahren
 - Kompostierung vs. Fermentation
 - Kompostierung vs. Kompostierung mit anschließender Wurmvererdung

Daraus ergeben sich folgende Fragestellungen:

Welche Wirkung zeigt die Zugabe von Biokohle auf die ausgewählten biologischen Parameter (mikrobielle Aktivität, potentielle Ammoniumoxidation, das Verhalten von Kompostwürmern und die Keimung ausgewählter Pflanzen im Kompost? → Welche Unterschiede hinsichtlich der biologischen Qualität bestehen zwischen einem Kompost und einem Biokohlekompost?

Welchen Einfluss hat die Menge der angewendeten Biokohle auf die Ergebnisse der ausgewählten biologischen Tests?

Gibt es qualitative Unterschiede zwischen verschiedenen Biokohlekomposten in Abhängigkeit der zu ihrer Herstellung verwendeten Materialien (Urin, Pferdemist, Schwefel, aktivierte Kohle)?

Welchen Einfluss hat die Lagerung auf die Qualität eines Biokohlekompostes?

Zeigen sich qualitative Unterschiede zwischen verschiedenen Biokohlekomposten in Abhängigkeit des Herstellungsverfahrens?

Wie ist die mikrobielle Aktivität, potentielle Ammoniumoxidation und die Lebensraumfunktion für Regenwürmer und Pflanzen von Biokohlesubstraten im Vergleich zu den ursprünglich im Botanischen Garten verwendeten Pflanzsubstraten und zu Komposten im Allgemeinen zu beurteilen?

Sind die Ergebnisse der ausgewählten biologischen Tests vergleichbar?

4.1.1 Chemisch-physikalische Biokohlecharakterisierung

Die für die Versuche verwendeten Biokohlen wurden grundcharakterisiert um deren Qualität zu bestimmen. Damit wurde nicht nur eine Qualitätssicherung gewährleistet, sondern auch eine umweltgefährdende Wirkung aufgrund von hohen Schadstoffgehalten verhindert. Die Ergebnisse der Grundcharakterisierung sind in Tab. 4.1 dargestellt.

Tab. 4.1: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der für diese Arbeit eingesetzten Biokohlen im Vergleich zu Biokohlen externer Hersteller und zu den Grenzwerten des EBC (Terytze, et al., 2015)

Biokohlen Parameter	Grenzwert EBC ¹ (basic/premium)	Biokohle zugekauft ²	Biokohle Bot. Garten	Biokohle extern ³
		MW	MW	Min.-Max.
Versuch		GA2-GA10	GA11 UA	als Vergleich
Kohlenstoff C [% TM]	> 50	71,9	65,8	63 - 94
H/Corg-Verhältnis [-]	< 0,7	0,18	0,11	0,07 - 0,36
O/Corg-Verhältnis [-]	< 0,4	0,07	0,06	0,02 - 0,1
VOC [% TM]		k.A.	5,3	k.A.
Blei Pb [mg/kg TM]	150/ 120	< 1,0	35,4	< 2,0 - 14,4
Cadmium Cd [mg/kg TM]	1,5/ 1,0	< 0,1	0,09	< 0,02 - 0,3
Chrom Cr [mg/kg TM]	90/ 80	9,3	22,8	3 - 41
Kupfer Cu [mg/kg TM]	< 100	17,7	24,2	7 - 24
Nickel Ni [mg/kg TM]	50/ 30	12,2	27,4	2 - 39
Zink Zn [mg/kg TM]	400/ 300	52,3	92,6	56 - 180
16 EPA-PAK [mg/kg TM]	12/ 4	5,0 ⁴	0,18 ⁴ 1,15 ⁵	< 0,01 - 8,6 ^{4,5}
6 PCB [mg/kg TM]	< 0,2	< 0,001	0,001	< 0,1 - 0,1
7 PCB [mg/kg TM]	< 0,2	k.A.	0,001	k.A.
PCDD/PCDF [ng/kg TM]	< 20	n.b.	n.r. ⁶	0,01 - 0,6
Stickstoff N [% TM]	nur Angabe erforderlich	0,8	0,78	0,2 - 1,1
Phosphor P [g/kg TM]	nur Angabe erforderlich	1,91	1,75	1 - 7
Kalium K [g/kg TM]	nur Angabe erforderlich	8,73	9,48	6 - 20
Magnesium Mg [g/kg TM]	nur Angabe erforderlich	2,59	2,79	1,2 - 16
Calcium Ca [g/kg TM]	nur Angabe erforderlich	48,0	31,92	15 - 126
pH (CaCl ₂) [-]	nur Angabe erforderlich	8,5	10,2	7,0 - 10,1
Salzgehalt [g/l FM]		0,6	2,0	k.A.
Feuchtrohdichte/ Schüttdichte [g/l FM]	nur Angabe erforderlich	342	320	k.A.
spezif. Oberfläche [m ² /g]	> 150	k.A.	220	k.A.
Brennwert [kJ/kg]		k.A.	21000	k.A.
Heizwert [kJ/kg]		k.A.	19422	k.A.

¹ European Biochar Certificate (2012): version 6.1 of 19th June 2015

² Biokohle der Firma Carbon Terra

³ Biokohledaten externer Hersteller (Vogel, et al., 2015)

⁴ 4h Extraktion mit n-Hexan

⁵ 4h Extraktion mit Toluol

⁶ n.r. = nicht rechenbar, da nur eine der Proben PCDD/PCDF-Gehalte über der Bestimmungsgrenze aufwies

Die Prüfung bzw. Bewertung der Biokohlequalität erfolgte durch das Heranziehen von Grenzwerten, welche u.a. im Europäischen Pflanzenkohlezertifikat, in der Düngemittelverordnung, in der Bioabfallverordnung sowie in der Bundes-Bodenschutzverordnung geregelt sind. Zusätzlich wurden die eingesetzten Biokohlen mit denen anderer Hersteller verglichen.

Die für diese Arbeit eingesetzten Biokohlen wiesen Merkmale hoher Stabilität auf (H/C- und O/C-Elementverhältnisse = Maß für den Karbonisierungsgrad und somit für die Biokohlestabilität) und sehr niedrige Gehalte an organischen Schadstoffen und Schwermetallen auf. Für alle untersuchten Parameter werden die im EBC festgelegten Kriterien für eine Premiumbiokohle eingehalten. Lediglich beim Nickelwert wird „nur“ die Qualitätsstufe basic erreicht. Auch die in der Bundes-Bodenschutzverordnung festgelegten Vorsorgewerte (Bodenart Lehm/Schluff, Organik > 8%) werden eingehalten.

Die Qualität der eingesetzten Biokohlen lässt sich als sehr gut bewerten und ist vergleichbar mit den Biokohlen anderer Hersteller.

4.1.2 Einfluss der Biokohle auf die chemisch-physikalischen Parameter von Komposten

Die für diese Arbeit untersuchten Komposte und Biokohlekomposte sind in den folgenden Tabellen grundcharakterisiert. Die Darstellung erfolgt jeweils zu den verschiedenen Versuchen der Herstellungsverfahren und der unterschiedlichen Inputstoffe.

4.1.2.1 Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost

Die Tab. 4.2 zeigt die Ergebnisse der Grundcharakterisierung zum Vergleich der Komposte und Biokohlekomposte (10 bzw. 15 % BK Anteil) der hergestellten Großansätze.

Tab. 4.2: Chemisch-physikalische Charakterisierung für die Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost (10 bzw. 15 Vol.-% BK Zugabe)

Parameter Komposte/BKS	pH (CaCl ₂)	Salzgehalt (feucht) [g/l]	Rohdichte (feucht) [g/l]	WHK _{max} [Vol.-%]	OS [% TS]	C _t [% TS]	N _t [% TS]	N _{min} [mg/L]	K _{löslich} (CAT) [mg/100g FS]	P _{löslich} (CAT) [mg/kg FS]	Mg _{löslich} (CAT) [mg/kg FS]
GA2 IR 0%	7,3	2,0	881	71	18	9,5	0,6	54	196	155	278
GA2 IR 15%	7,5	1,7	846	72	29	20,7	0,6	31	191	94	245
GA3 IR 0%	7,5	2,0	880	75	28	14,1	0,9	34	297	169	334
GA3 IR 15%	7,8	2,2	684	65	45	30,7	0,9	54	317	98	334
GA8 IR 0%	7,9	1,7	929	59	19	9,5	0,7	35	141	104	267
GA8 IR 15%	7,9	1,3	847	71	32	19,7	0,9	35	135	77	256
GA10 IR 0%	7,8	2,1	883	93	20	10,2	0,6	22	183	83	273
GA10 IR 15%	7,8	2,2	876	96	24	13,9	0,7	27	195	72	279
GA11 IR 0%	7,8	2,3	718	115	20	13,6	0,8	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
GA11 IR 15%	7,8	2,6	703	115	30	22,8	1,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
MW ohne Kohle	7,7	2,0	858	83	21	11,4	0,7	36	204	128	288
MW mit Kohle	7,8	2,0	791	84	32	21,6	0,8	37	210	85	278

Die Biokohlezuabe von 10 Vol.-% für GA11 bzw. 15 Vol.-% führt zu einer Verringerung der Rohdichte von 858 g/l FS (Komposte) auf 791 g/l FS (Biokohlekomposte). Der Gesamtkohlenstoff steigt um durchschnittlich 10,2 % die organische Substanz um 11 %, wenn den Komposten Biokohle zugegeben wird. Der Gehalt an löslichem Phosphor ist in den Großansätzen mit Biokohle um durchschnittlich 43 mg/kg FS geringer (Abb. 4.1). Die Parameter pH-Wert, Salzgehalt, maximale Wasserhaltekapazität, Stickstoff, mineralischer Stickstoff und lösliches Kalium und Magnesium reagieren nicht deutlich auf die Biokohlezugabe.

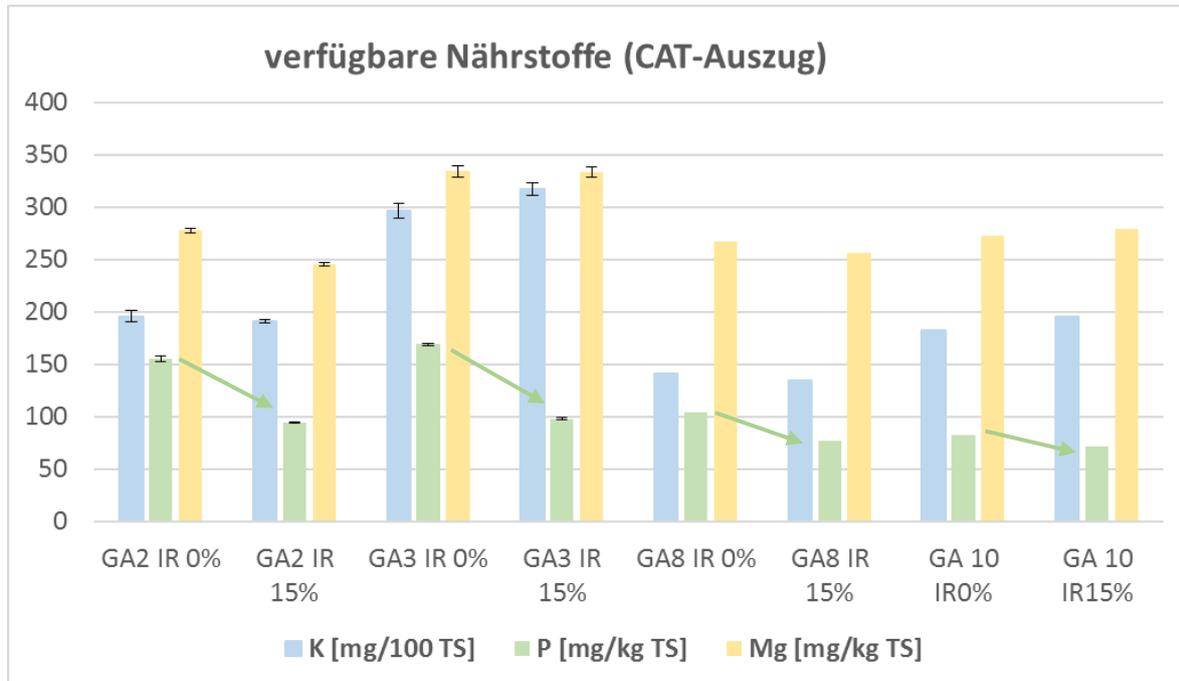


Abb. 4.1: Verfügbare Nährstoffe für die Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost

Eine Biokohleemischung von 10 bzw. 15 Vol.-% führt zu einer geringeren Rohdichte, einem höheren Gesamtkohlenstoffgehalt und einer höheren organischen Substanz sowie einem geringeren Gehalt an löslichem Phosphor in den Komposten.

4.1.2.2 Versuche mit unterschiedlichen Biokohlemengen und zum Vergleich zwischen nicht aktivierter und aktivierter Biokohle

Eine Darstellung der Ergebnisse zum Einfluss unterschiedlicher Biokohlemengen auf die chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Kompostparameter sowie zum Vergleich der Wirkung von aktivierter und nicht aufgeladener Kohle auf die Kompostqualität ist Tab. 4.3 zu entnehmen.

Tab. 4.3: Chemisch-physikalische Charakterisierung für Versuche zum Einfluss der Biokohlemenge im Kompost und zum Vergleich zwischen aktivierter und nicht aktivierter Biokohle (Kompost = grün, reine Biokohle bzw. aktivierte Biokohle = orange)

Parameter	pH (CaCl ₂)	Salzgehalt (feucht)	Rohdichte (feucht)	WHK _{max}	C _t	N _t	C/N	N _{min}	K _{löslich} (CAT)	P _{löslich} (CAT)	Mg _{löslich} (CAT)
Komposte/ BK-Komposte	[-]	[g/l]	[g/l]	[Vol.-%]	[% TS]	[% TS]	[-]	[mg/l]	[mg/100g FS]	[mg/kg FS]	[mg/kg FS]
Versuch 2 - Biokohle (BK) vs. aktivierte Biokohle (a.BK) und steigende BK-Menge											
GA2 IR 0%	7,3	2,7	958	69	7,5	0,7	11	n.b.	199	168	303
GA2 IR 0% + 1% BK	7,3	2,8	941	68	7,1	0,8	9	n.b.	201	171	310
GA2 IR 0% + 5% BK	7,4	2,7	938	67	8,2	0,7	12	n.b.	196	160	300
GA2 IR 0% + 10% BK	7,5	2,3	892	69	9,4	0,7	14	n.b.	200	147	296
GA2 IR 0% + 20% BK	7,7	2,2	857	68	10,6	0,6	17	n.b.	207	121	292
GA2 IR 0% + 40% BK	7,9	2	738	68	15,4	0,7	22	n.b.	207	83	279
100% BK	8,7	0,7	434	62	30,3	0,6	48	n.b.	282	24	165
GA2 IR 0% + 1% a.BK	7,4	2,6	965	68	7,2	0,6	11	n.b.	187	172	300
GA2 IR 0% + 5% a.BK	7,3	2,6	931	68	9,5	0,8	12	n.b.	207	167	305
GA2 IR 0% + 10% a.BK	7,3	2,6	927	66	11,1	0,8	15	n.b.	193	164	291
GA2 IR 0% + 20% a.BK	7,4	2,4	884	68	13,6	0,9	16	n.b.	214	156	288
GA2 IR 0% + 40% a.BK	7,6	2,5	866	69	20,6	1	21	n.b.	245	136	277
100% a.BK	7,8	2,5	735	63	47,1	1,5	31	n.b.	343	104	254
Versuch 1 - steigende Biokohlemenge											
UA-S100-U1	7	1,2	892	69	10,3	0,6	17	171,6	53	54	120
UA-S85-U1	7,4	0,9	834	66	14,6	0,6	27	30,8	62	79	153
UA-S70-U1	7,5	0,9	806	65	21,8	0,6	36	8,3	160	61	191
UA-S50-U1	7,7	1,1	762	69	26,3	0,6	43	4,6	211	65	198
UA-BK100_U1	8,5	2,3	600	64	44,2	0,6	69	1,2	228	41	181

Ergebnisse Versuch 1:

Eine steigende Menge an Biokohle im Kompost führt zu einer kontinuierlichen Erhöhung des pH-Wertes und des Gesamtkohlenstoffs sowie der löslichen Nährstoffe Kalium und Magnesium (Abb. 4.2). Diese Steigerungen sind auf die im Vergleich zum eingesetzten Kompost höheren Werte dieser Parameter in der Biokohle zurückzuführen. Die Rohdichte und der Gehalt an mineralischem Stickstoff im Kompost nehmen aufgrund der entsprechenden geringeren Eigenschaften der Biokohle deutlich und kontinuierlich ab. Der Gehalt an löslichem Phosphor im Kompost schwankt zwischen den einzelnen Zugabemengen (Abb. 4.2).

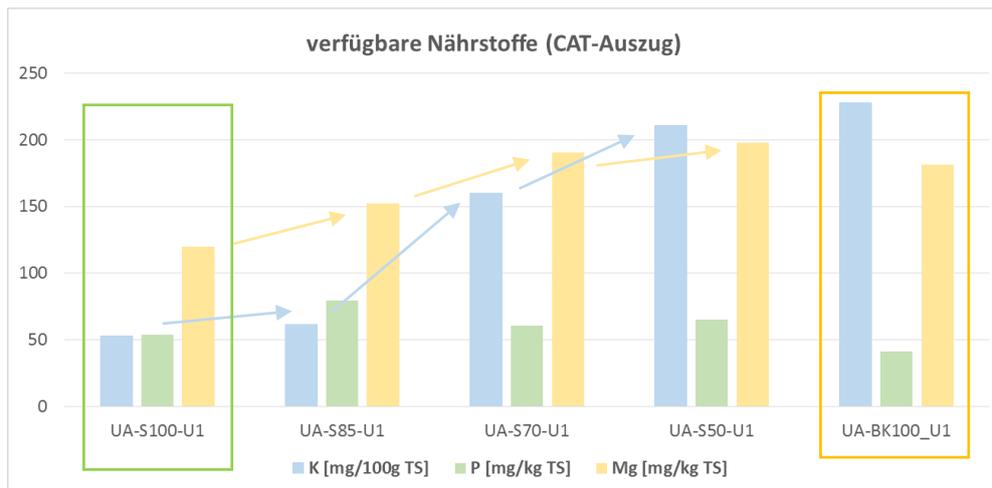


Abb. 4.2: Verfügbare Nährstoffe für die Versuche zur einer steigenden Biokohlemenge im Kompost

Ergebnisse Versuch 2:

pH-Wert: Der pH-Wert des Kompostes steigt sowohl für die Zugabe von aktivierter als auch von nicht aufgeladener (nicht aktivierter) Biokohle. Da die reine Biokohle mit 8,7 einen höheren pH-Wert aufweist als die aktivierte Biokohle mit 7,8, ist die Zunahme des pH-Werts für die Zugabe von dieser Biokohle höher als für die aktivierte Biokohle.

Salzgehalt: Der Salzgehalt der nicht aufgeladenen Biokohle beträgt 0,7 g/l. Daher sinkt bei einer Zugabe von reiner Biokohle der Salzgehalt im Kompost ab. Bei der aktivierten Biokohle verändert sich der Salzgehalt nicht, da er mit 2,5 g/l schon dem Salzgehalt des Komposts (2,5 g/l) entspricht.

Rohdichte: Die Rohdichte des Komposts sinkt sowohl für Zugabe von aktivierter als auch für die Zugabe von nicht aufgeladener Biokohle. Für die nicht aktivierte Biokohle ist die Reduzierung der Rohdichte allerdings stärker da diese Kohle eine geringere Rohdichte (434 g/l FS) aufweist als die aktivierte Biokohle (735 g/l FS).

Maximale Wasserhaltkapazität: Zwischen den beiden Biokohlevarianten bestehen mit 63 (akt. BK) und 62 Vol.-% (BK) nur geringfügige Unterschiede. Die WHK_{max} des Komposts wird durch die Zugaben beider Varianten nicht verändert.

Gesamtkohlenstoff: Die Biokohle und die aktivierte Biokohle führen zu einer eindeutigen Steigerung des Gehalts an Gesamtkohlenstoff im Kompost. Dieser Anstieg ist für die aktivierte Biokohle höher, da sie mit 47 % TS schon einen höheren Kohlenstoffgehalt mitbringt als die Biokohle mit 30 % TS.

Gesamtstickstoff: Der Stickstoffgehalt im Kompost wird durch die Zugabe von nicht aufgeladener Biokohle nicht beeinflusst. Die aktivierte Biokohle führt zu einer Erhöhung des Stickstoffes im Kompost da diese Kohle mit 1,5 % TS einen höheren Stickstoffgehalt aufweist als der Kompost mit 0,7 % TS.

C/N Verhältnis: Das C/N-Verhältnis erhöht sich für die Biokohle und aktivierte Biokohle in gleichem Maße. Der reine Kompost hat ein C/N Verhältnis von 11. Dieses erhöht sich mit der Zugabe von Biokohle auf 21 und mit der Zugabe von aktivierter Biokohle auf 22.

In Abb. 4.3 ist der Einfluss einer steigenden Menge von Biokohle und aktivierter Biokohle auf die löslichen Nährstoffe Phosphor, Kalium und Magnesium dargestellt.

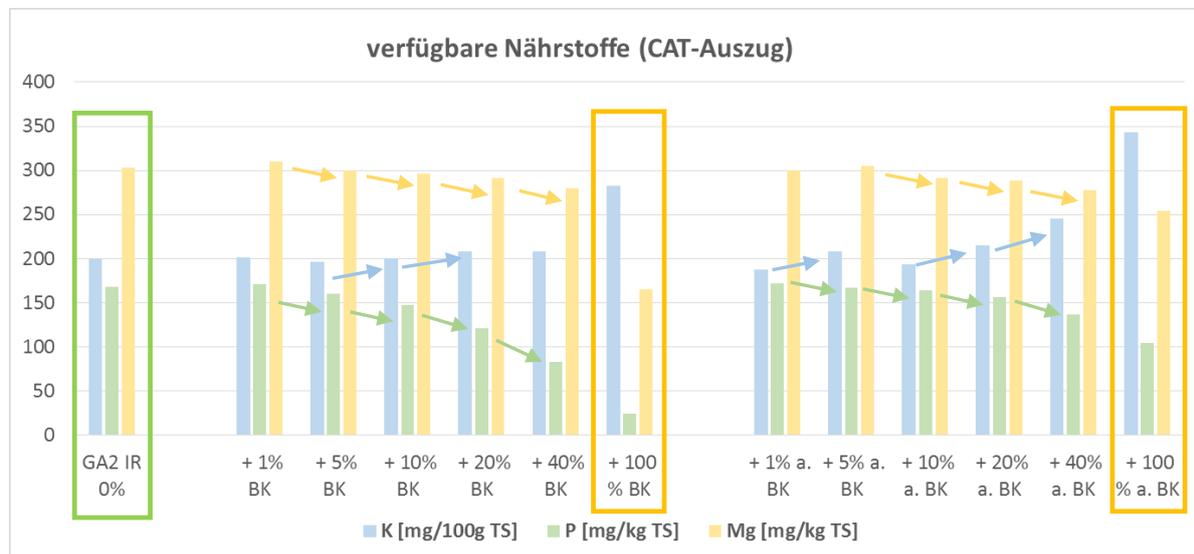


Abb. 4.3: Verfügbare Nährstoffe für die Versuche zur einer steigenden Biokohlemenge im Kompost und zum Vergleich der Wirkung von aktivierter und nicht aufgeladener Biokohle

Kalium_{löslich}: Der Gehalt an löslichem Kalium ist für die Biokohle mit 282 mg/100g FS geringer als für die aktivierte Biokohle mit 343 mg/100g FS. Für beide Biokohlevarianten steigt der Gehalt an löslichem Kalium an. Dieser Anstieg ist allerdings für die reine Biokohle (von 199 mg/100g FS für den Kompost auf 207 mg/100g FS für 40 % BK) wesentlich geringer als für die aktivierte Biokohle (von 199 mg/100g FS für den Kompost auf 245 mg/100g FS für 40 % BK).

Phosphor_{löslich}: Der lösliche Phosphor der Biokohle beträgt 24 mg/kg FS. Der lösliche Phosphor in der aktivierten Biokohle beträgt 104 mg/kg FS. Durch diesen Unterschied ergibt sich auch die höhere Reduzierung des löslichen Phosphors im Kompost bei der Zugabe von nicht aufgeladener Biokohle. Der Kompost besitzt einen Gehalt an löslichem Phosphor von 168 mg/kg FS, bei Zugabe von BK reduziert sich dieser Gehalt auf 83 bei 40% BK im Kompost und bei Zugabe von aktivierter Biokohle auf 136 bei 40% aktivierter BK im Kompost.

Magnesium_{löslich}: Der Gehalt an löslichem Magnesium im Kompost beträgt 303 mg/kg FS. Das lösliche Magnesium nimmt sowohl für die Biokohle als auch für die aktivierte Biokohle ab, da beide Kohlevarianten geringere Gehalte an löslichem Magnesium aufweisen (BK = 165 mg/kg FS, akt. BK = 254 mg/kg TS).

Für beide Versuche zeigt sich ein kontinuierlicher Anstieg des pH-Wertes und des Kohlenstoffgehaltes durch die steigenden Biokohlezugaben im Kompost. Die Rohdichte nimmt kontinuierlich ab. Die Wasserhaltekapazität wird nicht wesentlich verändert, wenn Biokohle zugegeben wird. Die aufgeladene Biokohle führt dem Kompost mehr Nährstoffe zu, deshalb sind mit ihrer Zugabe Erhöhungen des N-Gehaltes und der löslichen Nährstoffe deutlicher ausgeprägt als bei Zugabe reiner (nicht aufgeladener) Biokohle.

Die Wirkung der Biokohle im Kompost ist offensichtlich abhängig von den Ausgangswerten des Komposts und von den Eigenschaften, welche die Biokohle mitbringt, so dass es für verschiedene Komposte und verschiedene Biokohlen zu anderen Ergebnissen kommen kann. Im Versuch 1 hat beispielsweise der Kompost einen löslichen Phosphorgehalt von 54 mg/kg FS, die zugegebene BK einen Phosphorwert von 41 mg/kg FS. Dagegen beträgt im Versuch 2 der lösliche Phosphorgehalt des Komposts 168 mg/kg FS der der BK 24 mg/kg FS. Aus diesem Grund ist im Versuch 1 für diesen Parameter kein Einfluss der Biokohle feststellbar, im Versuch 2 dagegen eine deutliche Reduzierung.

4.1.2.3 Versuche mit Urin und Pferdemist

Es wurden ebenfalls Versuche zum Einfluss stickstoffreicher Materialien auf die Qualität von Biokohlekomposten durchgeführt. Die Ergebnisse der chemisch-physikalischen Charakterisierung dieser Versuchsmaterialien sind in Tab. 4.4 dargestellt.

Tab. 4.4: Chemisch-physikalische Charakterisierung für Versuche mit Komposten und Biokohlekomposten denen Urin und Pferdemist zugegeben wurde (Komposte ohne Zugaben = grün)

Parameter Komposte/ BK-Komposte	pH (CaCl ₂) [-]	Salzgehalt (feucht) [g/l]	Rohdichte (feucht) [g/l]	WHK _{max} [Vol.-%]	C _t [% TS]	N _t [% TS]	C/N [-]	N _{min} [mg/L]	K _{löslich} (CAT) [mg/100g FS]	P _{löslich} (CAT) [mg/kg FS]	Mg _{löslich} (CAT) [mg/kg FS]
Versuch 2: steigende Urinmenge											
UA-S85-U1	7,4	0,9	834	66	14,6	0,6	27	30,8	62	79	153
UA-S85-U2	7,0	1,8	837	66	16,9	0,7	24	139	68	92	153
UA-S85-U3	6,9	2,4	856	66	15,9	0,7	23	247	152	109	231
UA-S85-U4	6,8	3,2	853	69	16,8	0,8	21	344,9	167	125	245
Versuch 1: Mist, Urin, aktivierte Kohle											
GA10.1 BK + Urin	7,8	2,1	880	98	14	0,7	21	n.b.	203	73	287
GA10.2 BK + akt. BK	7,7	2,4	872	97	13,9	0,7	20	n.b.	190	85	272
GA10.3 BK + Mist	7,8	2,3	896	93	12,7	0,6	20	n.b.	169	95	268
GA10.4 BK	7,8	2,1	855	97	15,1	0,7	23	n.b.	195	72	279
GA10.5 Urin	7,8	2,1	873	95	10,1	0,7	16	n.b.	167	100	264
GA10.6 Mist	7,8	2,1	908	91	9,9	0,6	16	n.b.	195	102	286
GA10.7	7,8	1,9	867	94	10,7	0,6	17	n.b.	183	83	273

Ergebnisse Versuch 1

pH-Wert: Der pH-Wert ist bei allen GA10-Varianten mit 7,7 bzw. 7,8 gleich.

Salzgehalt: Der Salzgehalt liegt zwischen 1,9 g/l für den reinen Kompost und 2,4 g/l für den Biokohlekompost der zusätzlich mit Urin-aktivierte BK enthält.

Rohdichte: Die Rohdichte erreicht ihren höchsten Wert beim Mistkompost mit 908 g/l und ihren niedrigsten Wert 855 g/l beim Biokohlekompost.

WHK_{max}: Die maximale Wasserhaltekapazität zeigt mit Werten zwischen 91 und 98 Vol.-% kaum Unterschiede zwischen den einzelnen Ansätzen.

C_t: Der Gesamtkohlenstoffgehalt erreicht für die biokohlefreien Varianten Werte zwischen 9,9 % TS und 10,7 % TS und für die biokohlehaltigen Varianten 12,7 % TS - 15,1 % TS.

N_t: Der Gesamtstickstoffgehalt liegt zwischen 0,6 % TS und 0,7 % TS.

C/N: Das C/N Verhältnis ist bei den biokohlefreien Varianten mit durchschnittlich 16 kleiner als bei den biokohlehaltigen Varianten mit 21.

N_{min}: Der Gehalt an mineralischem Stickstoff wird mit steigenden Urinmengen im Biokohlekompost größer.

Abb. 4.4 zeigt eine Darstellung der verfügbaren Nährstoffe Kalium, Magnesium und Phosphor für die GA10-Mieten.

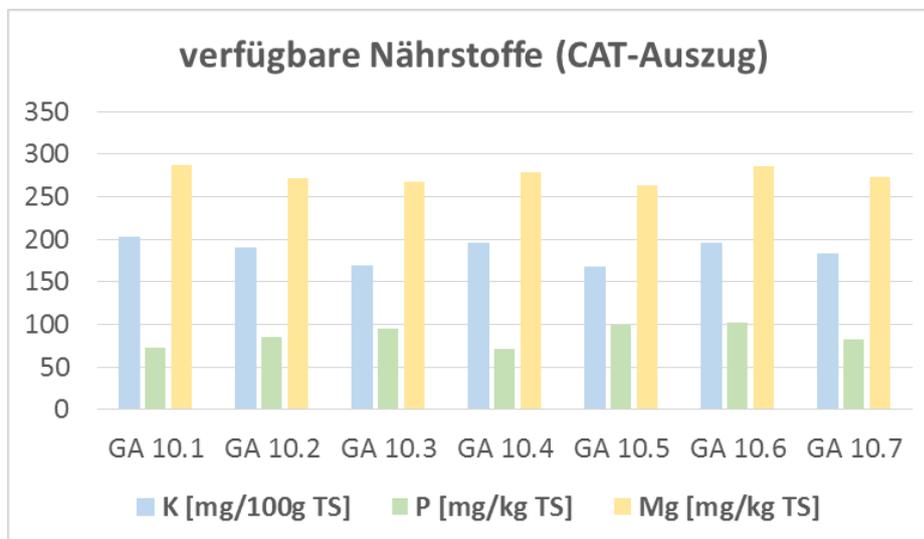


Abb. 4.4: Verfügbare Nährstoffe für die Versuche mit Mist, Urin und aktivierter Biokohle

Kalium_{löslich}: Der Kaliumgehalt der Mieten schwankt zwischen 167 mg/100g FS und 203 mg/100g FS.

Phosphor_{löslich}: Der Gehalt an löslichem Phosphor liegt für alle Ansätze zwischen 83 mg/kg FS und 102 mg/kg FS.

Magnesium_{löslich}: Der Gehalt an löslichem Magnesium liegt für alle Mieten zwischen 264 mg/kg FS und 287 mg/kg FS.

Die Miete 6 mit Pferdemist hat in der Summe die höchsten Gehalte an den drei gemessenen löslichen Nährstoffen. Die Miete 5 mit Urin und Miete 7 ohne Zugabe haben die geringsten Gehalte an löslichen Nährstoffen.

Ergebnisse Versuch 2

Eine steigende Urinmenge (UA) im Kompost führt zu einer Erhöhung des Salzgehalts, der Rohdichte, des Gesamtstickstoffs und des mineralischen Stickstoffs sowie der löslichen Nährstoffe Kalium, Phosphor und Magnesium (Abb. 4.5). Der pH-Wert und das C/N-Verhältnis werden reduziert.

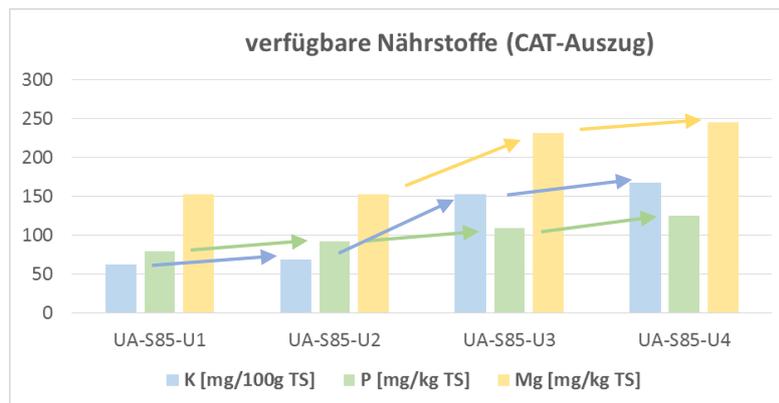


Abb. 4.5: Verfügbare Nährstoffe für die Versuche zur einer steigenden Urinmenge im Biokohlekompost

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Unterschiede zwischen den verschiedenen GA10 Ansätzen für die einzelnen Parameter nur geringfügig sind. In der Regel hat sich durch die Zugabe der verschiedenen Materialien (Biokohle, aktivierte Biokohle, Pferdemist und Urin) der Salzgehalt, der Gesamtkohlenstoff und das C/N-Verhältnis erhöht.

4.1.2.4 Lagerungsversuche

Der Einfluss der Lagerung von Komposten/Biokohlekomposten auf die chemisch-physikalischen Parameter wurde für einen Zeitraum von 4 bis 37 Monaten untersucht. Nachfolgend ist aufgeführt welche Komposte/Biokohlekomposte über welchen Zeitraum gelagert wurden.

- März – Nov. 2012 → 8 Monate (GA2 IR 0%, 15%, GA2 F 0%, 15%)
- März 2012 – Mai 2015 → 37 Monate (GA2 IR 0%, 15%)
- Juli – Nov. 2012 → 4 Monate: (WV)
- Juni - Nov. 2012 → 5 Monate (GA3 IR 0%, 15%)
- Juni 2012 – Mai 2015 → 35 Monate (GA3 IR 0%, 15%)
- Nov. 2012 – Mai 2015 → 30 Monate (GA8 IR 0%, 15%)

Ergebnisse und Diskussion

Tab. 4.5 zeigt die Ergebnisse für ausgewählte chemisch-physikalische Parameter der Komposte und Biokohlekomposte der Lagerungsversuche.

Tab. 4.5: Chemisch-physikalische Charakterisierung der Komposte/Biokohlekomposte der Lagerungsversuche

Parameter Komposte/ BK-Komposte	Proben- nahme	pH (CaCl ₂) [-]	Salzgehalt (feucht) [g/l]	Rohdichte (feucht) [g/l]	WHK _{max} [Vol.-%]	C _t [% TS]	N _t [% TS]	C/N [-]
GA2 IR 0%	März 2012	7,6	2	934	72	9,5	0,6	16
	Nov. 2012	7,3	2,7	958	69	7,5	0,7	11
	Mai 2015	6,7	0,2	936	65	7,6	0,5	16
GA2 IR 15%	März 2012	7,6	1,7	865	69	20,7	0,6	35
	Nov. 2012	7,5	1,7	844	69	19,2	0,7	26
	Mai 2015	6,9	0,3	817	67	20,1	0,5	37
GA2 F 0%	März 2012	7,5	2,3	1021	77	9,6	0,6	16
	Nov. 2012	7,2	3,5	918	70	8,8	0,5	18
GA2 F 15%	März 2012	7,6	1,6	823	74	23,3	0,6	41
	Nov. 2012	7,6	1,6	799	70	21,1	0,5	42
GA2 IR 0% WV	Juli 2012	7,6	2,6	1201	106	n.b.	n.b.	n.b.
	Nov. 2012	7,1	3,2	917	71	n.b.	n.b.	n.b.
GA2 IR 15% WV	Juli 2012	7,6	2,6	1116	109	n.b.	n.b.	n.b.
	Nov. 2012	7,4	2,1	791	68	n.b.	n.b.	n.b.
GA2 F 0% WV	Juli 2012	7,3	2,7	1039	62	n.b.	n.b.	n.b.
	Nov. 2012	7,2	3,1	781	53	n.b.	n.b.	n.b.
GA2 F 15% WV	Juli 2012	7,7	2,2	1064	83	n.b.	n.b.	n.b.
	Nov. 2012	7,4	2,2	761	69	n.b.	n.b.	n.b.
GA3 IR 0%	Juni 2012	7,9	2,2	793	72	12,3	0,9	15
	Nov. 2012	7,5	3,1	859	75	10,3	1,0	11
	Mai 2015	6,7	0,6	862	61	8,4	0,7	11
GA3 IR 15%	Juni 2012	8,1	2,2	680	71	30,3	0,9	33
	Nov. 2012	7,8	2,6	680	65	30,0	1,3	22
	Mai 2015	7,0	0,2	686	67	31,7	1,0	34
GA8 IR 0%	Nov. 2012	7,9	1,7	929	59	9,5	0,7	13
	Mai 2015	7,0	0,1	912	65	8,6	0,5	17
GA8 IR 15%	Nov. 2012	7,9	1,3	847	71	19,7	0,9	22
	Mai 2015	7,0	0,1	858	60	15,2	0,5	29

n.b. = nicht bestimmt

Die Lagerungsversuche zeigen beim pH-Wert für die Komposte eine durchschnittliche Reduzierung von 0,5 und für die Biokohlekomposte von 0,7. Der Salzgehalt reduziert sich bei den Komposten um 0,5 g/l und bei den Biokohlekomposten um 0,9 g/l. Für die Rohdichte zeigen die Komposte eine Verringerung von 99 g/l FS und die Biokohlekomposte von 114 g/l FS. Die maximale Wasserhaltekapazität reduziert sich durch die Lagerung für die Komposte um 11 Vol.-%, für die Biokohlekomposte um 13 Vol.-%. Beim Gesamtkohlenstoff haben die Komposte nach der Lagerung einen um 2,2 % geringeren Gehalt. Für die Biokohlekomposte zeigt sich beim Gesamtkohlenstoff keine Verringerung.

Der Gesamtkohlenstoffgehalt der Biokohlekomposte verringert sich durch die Lagerung nicht wesentlich, der Kohlenstoffgehalt der Komposte wird geringer.

4.1.2.5 Ansäuerungsversuche mit Schwefel

Die Ergebnisse der Ansäuerungsversuche sind in Tab. 4.6 dargestellt.

Tab. 4.6: Chemisch-physikalische Charakterisierung für die Versuche zum Vergleich zwischen angesäuerten und nicht angesäuerten Komposten und Biokohlekomposten

Parameter	pH (CaCl ₂)	Salzgehalt (feucht)	Rohdichte (feucht)	WHK _{max}	C _t	N _t	C/N
Komposte/ BK-Komposte	[-]	[g/l]	[g/l]	[Vol.-%]	[% TS]	[% TS]	[-]
GA11.1	7,8	2,3	718	115	13,6	0,8	16
GA11.2 + Schwefel	3,9	11,3	673	113	17,4	0,9	19
GA11.3 + BK	7,8	2,6	703	115	22,8	1,0	24
GA11.4 + BK + Schwefel	4,3	11,0	686	107	19,7	0,9	23
nicht angesäuert	7,8	2,5	711	115	18,2	0,9	20
angesäuert	4,1	11,2	680	110	18,6	0,9	21

Die angesäuerten Substrate zeigen im Wesentlichen einen niedrigeren pH-Wert und einen höheren Salzgehalt als die Substrate die nicht mit Schwefel versetzt wurden.

Zwischen den Komposten und Biokohlekomposten ohne Schwefelzugabe bestehen für diesen Versuch folgende Unterschiede:

- Salzgehalt: oBK < mBK
- Rohdichte: oBK > mBK
- C_t: oBK < mBK
- N_t: oBK < mBK
- C/N: oBK < mBK

Zwischen den Komposten und Biokohlekomposten mit Schwefelzugabe bestehen für diesen Versuch folgende Unterschiede:

- pH: oBK < mBK
- Rohdichte: oBK < mBK
- C_t: oBK < mBK (Unterschied wesentlich geringer als ohne Schwefelzugabe)
- C/N: oBK < mBK (Unterschied wesentlich geringer als ohne Schwefelzugabe)

Die Biokohlezugabe führt wie schon bei vorherigen Versuchen zu einer Reduzierung der Rohdichte und zu einer Erhöhung der Kohlenstoffgehalts sowie des C/N-Verhältnisses im Kompost. Wird zusätzlich Schwefel in das System eingebracht, zeigt sich eine wesentlich geringere Erhöhung des Kohlenstoffgehalts und des C/N Verhältnisses durch die BK-Zugabe.

4.1.2.6 Versuche zum Einfluss des Herstellungsverfahrens

In Tab. 4.7 sind die Ergebnisse der chemischen, chemisch-physikalischen und chemischen Charakterisierung zum Einfluss der Biokohle auf die verschiedenen Herstellungsverfahren Kompostierung, Fermentation, Kompostierung mit anschließender Wurmvererdung (WV) dargestellt.

Tab. 4.7: Chemisch-physikalische Charakterisierung für die Versuche zum Einfluss der Biokohle auf die Komposte der verschiedenen Herstellungsverfahren

Parameter	pH (CaCl ₂)	Salzgehalt (feucht)	Rohdichte (feucht)	WHK _{max}	C _t	N _t	C/N	N _{min}	K _{löslich} (CAT)	P _{löslich} (CAT)	Mg _{löslich} (CAT)
Komposte/BK-Komposte	[-]	[g/l]	[g/l]	[Vol.-%]	[% TS]	[% TS]	[-]	[mg/L]	[mg/100g FS]	[mg/kg FS]	[mg/kg FS]
GA2 IR 0%	7,6	2	934	72	9,5	0,6	16	54	206	143	290
GA2 IR 15%	7,6	1,7	865	69	20,7	0,6	35	31	190	64	246
GA2 F 0%	7,5	2,3	1021	77	9,6	0,6	16	n.b.	196	155	278
GA2 F 15%	7,6	1,6	823	74	23,3	0,6	41	n.b.	191	94	245
GA2 IR 0% WV	7,6	2,6	1201	106	9,4	0,6	16	n.b.	261	117	343
GA2 IR 15% WV	7,6	2,6	1116	109	23,1	0,6	39	n.b.	207	61	279
GA2 F 0% WV	7,3	2,7	1039	62	9,9	0,7	14	n.b.	203	129	293
GA2 F 15% WV	7,7	2,2	1064	83	22,3	0,6	37	n.b.	189	90	265
MW Kompostierung	7,6	1,9	900	71	15,1	0,6	26	42,5	195	117	270
MW Fermentation	7,6	2	922	76	16,5	0,6	29	/	216	96	290
MW keine Wurmvererdung	7,6	1,9	911	73	15,8	0,6	27	42,5	196	114	265
MW Wurmvererdung	7,6	2,5	1105	90	16,2	0,6	27	/	215	99	295

Fermentation vs. Kompostierung

Die fermentierten Materialien weisen eine höhere Rohdichte, eine höhere Wasserhaltekapazität und ein etwas höheres C/N-Verhältnis auf.

Substrate ohne Wurmvererdung vs. Substrate mit Wurmvererdung

Die Komposte die im Anschluss an die Rottephase wurmvererdet wurden haben eine höhere Rohdichte, Wasserhaltekapazität und einen höheren Salzgehalt.

Einfluss der Biokohle auf die Herstellungsvarianten:

Tab. 4.8: Einfluss der Biokohle auf die Herstellungsvarianten Kompostierung, Fermentation und Kompostierung + Wurmvererdung, Fermentation + Wurmvererdung

Einfluss der Biokohle auf:	pH	SG	RD	WHK	C _t	N _t	C/N	N _{min}	K _{lös.}	P _{lös.}	P _{lös.}
Kompost	↔	↓	↓	↓	↑	↔	↑	↓	↓	↓	↓
Fermentiertes Substrat	↑	↓	↓	↓	↑	↔	↑	n.b.	↓	↓	↓
Kompost + WV	↔	↔	↓	↑	↑	↔	↑	n.b.	↓	↓	↓
Fermentiertes Substrat + WV	↑	↓	↑	↑	↑	↔	↑	n.b.	↓	↓	↓

In allen Herstellungsvarianten führt die Biokohle zu einer Erhöhung des Gesamtkohlenstoffs und des C/N-Verhältnisses. Die verfügbaren Nährstoffe sind für alle Herstellungsvarianten mit Biokohle geringer als in den kohlefreien Substraten (Tab. 4.8).

Salzgehalt: Der Salzgehalt nimmt durch die Biokohle für den Kompost, das fermentierte Substrat und für das fermentierte Substrat mit Wurmvererdung ab.

pH-Wert: Der pH-Wert verändert sich für den Kompost und den Kompost mit WV nicht. Für die fermentierten Varianten wird der pH-Wert durch die Biokohlezugabe erhöht

Wasserhaltekapazität: In den Varianten mit Wurmvererdung ist die maximale Wasserhaltekapazität für die Biokohlezugaben höher. In den Varianten ohne Wurmvererdung führt die Biokohlezugabe zu einer geringeren Wasserhaltekapazität.

Die Werte für den mineralischen Stickstoff sind im Biokohlekompost geringer als im Kompost.

Abb. 4.6 stellt die verfügbaren Nährstoffe Kalium, Phosphor und Magnesium für die Herstellungsversuche dar.

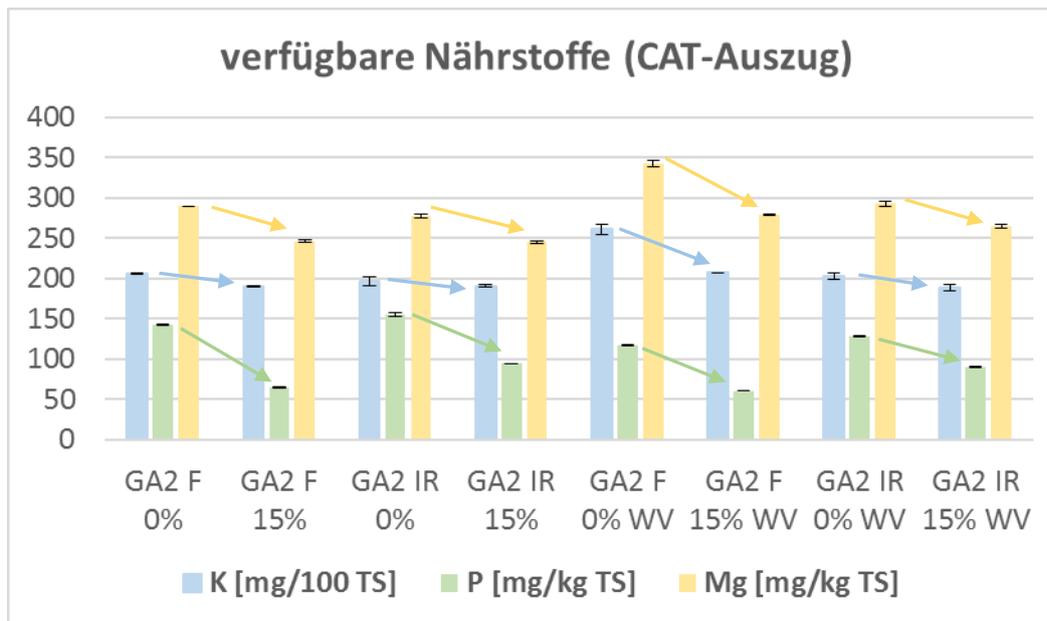


Abb. 4.6: Verfügbare Nährstoffe der Komposte und Biokohlekomposte zum Herstellungsverfahren

Für die biokohlefreien Materialien wurden deutlich höhere Gehalte an löslichen Nährstoffen gemessen: Die Differenzen lauten wie folgt:

- Kalium: 22 mg/100g FS
- Phosphor: 59 mg/100g FS
- Magnesium: 42 mg/100g FS

Die Biokohle führt bei allen Herstellungsverfahren zu einer Erhöhung des Gesamtkohlenstoffs und des C/N-Verhältnisses. Die verfügbaren Nährstoffe sind für alle Herstellungsverfahren mit Biokohle geringer als in den kohlefreien Materialien. Die Biokohle erhöht den pH-Wert in den fermentierten Varianten. Bei einer Wurmvererdung hat die Biokohlezugabe einen positiven Einfluss auf die Wasserhaltekapazität.

Zusätzlich zu den oben genannten Parametern wurden für alle Ausgangsstoffe die Schwermetalle und relevanten organischen Schadstoffe (PAK) ermittelt um dem Vorsorgeprinzip Rechnung zu tragen. Dabei ist festzuhalten, dass alle organischen Ausgangsstoffe die Grenzwerte sämtlicher ermittelter Parameter (Pb, Cd, Cu, Ni, Hg, Zn, Cr, B(a)P) i.d.R. deutlich unterschreiten. Die Gehalte an Blei, Chrom, Kupfer, Quecksilber und Nickel sind als unproblematisch zu bewerten. Im Endbericht TerraBoga S. 153 Tabelle 7.3 (Tertytze, et al., 2015) sind die Ergebnisse zusammengetragen und den Grenzwerten der DüMV, der BioAbfV sowie den Vorsorgewerten der BBodSchV gegenübergestellt. Auch für die hergestellten Komposte/Biokohlekomposte wurden die Schwermetallgehalte ermittelt. Diese entsprechen ebenfalls den oben genannten, geltenden Regelungen und den Anforderungen der BGK e.V., siehe dazu Endbericht Terra BoGa, S. 154, Tabelle 7.4 (Tertytze, et al., 2015). Eine Ausbringung der Endprodukte Kompost/Biokohlekompost ist daher als unbedenklich zu bewerten.

4.1.2.7 Versuche zum Vergleich der produzierten Komposte und Biokohlekomposte mit Komposten und Biokohlekomposten externer Produzenten

In Tab. 4.9 sind die Ergebnisse der chemisch-physikalischen Tests für die Komposte und Biokohlekomposte externer Produzenten dargestellt. Kompost 1 (z.K.) und Kompost 2 (s.K.) sind beide im Handel erhältlich.

Tab. 4.9: Chemisch-physikalische Charakterisierung der Komposte und Biokohlekomposte externer Produzenten

Parameter	pH (CaCl ₂)	Salzgehalt (feucht)	Rohdichte (feucht)	WHK _{max}	C _t	N _t	C/N	N _{min}	K _{löslich} (CAT)	P _{löslich} (CAT)	Mg _{löslich} (CAT)
Komposte/BK-Komposte	[-]	[g/l]	[g/l]	[Vol.-%]	[% TS]	[% TS]	[-]	[mg/L]	[mg/100g FS]	[mg/kg FS]	[mg/kg FS]
Kompost 1 (z.K.)	7,5	1,2	733	74	15	0,8	18	n.b.	185	105	285
Kompost 2 (s.K.)	7,3	1,8	941	72	11,3	0,6	18	n.b.	271	87	317
MW Komposte	7,4	1,5	837	73	13,2	0,7	18	-	228	149	301
BKS 15	7,5	3,5	773	72	28,2	1,2	24	3,8	377	58	340
BKS 30	7,6	1,9	688	78	33,5	1	34	2	392	99	344
MW-Biokohlekomposte	7,6	2,7	731	75	30,9	1,1	29	2,9	385	79	342

Die Biokohlekomposte zeigen höhere Salzgehalte, einen höheren C_t -Gehalt und N_t -Gehalt als die Komposte sowie eine geringere Rohdichte.

4.1.3 Einfluss der Biokohle auf die Atmungsaktivität der Mikroorganismen während der Kompostierung

Um den Einfluss der Biokohlezugabe auf die mikrobiologische Aktivität während der Kompostierung nachzuweisen wurden in bestimmten Zeitabständen Proben aus einer Miete ohne Kompost und einer Miete mit Kompost + 15 Vol.-% Biokohle entnommen. Diese wurden dann sowohl hinsichtlich ihrer Basalatmung als auch der substratinduzierten Atmung untersucht. Die gewonnenen Ergebnisse sind in Abb. 4.7 dargestellt.

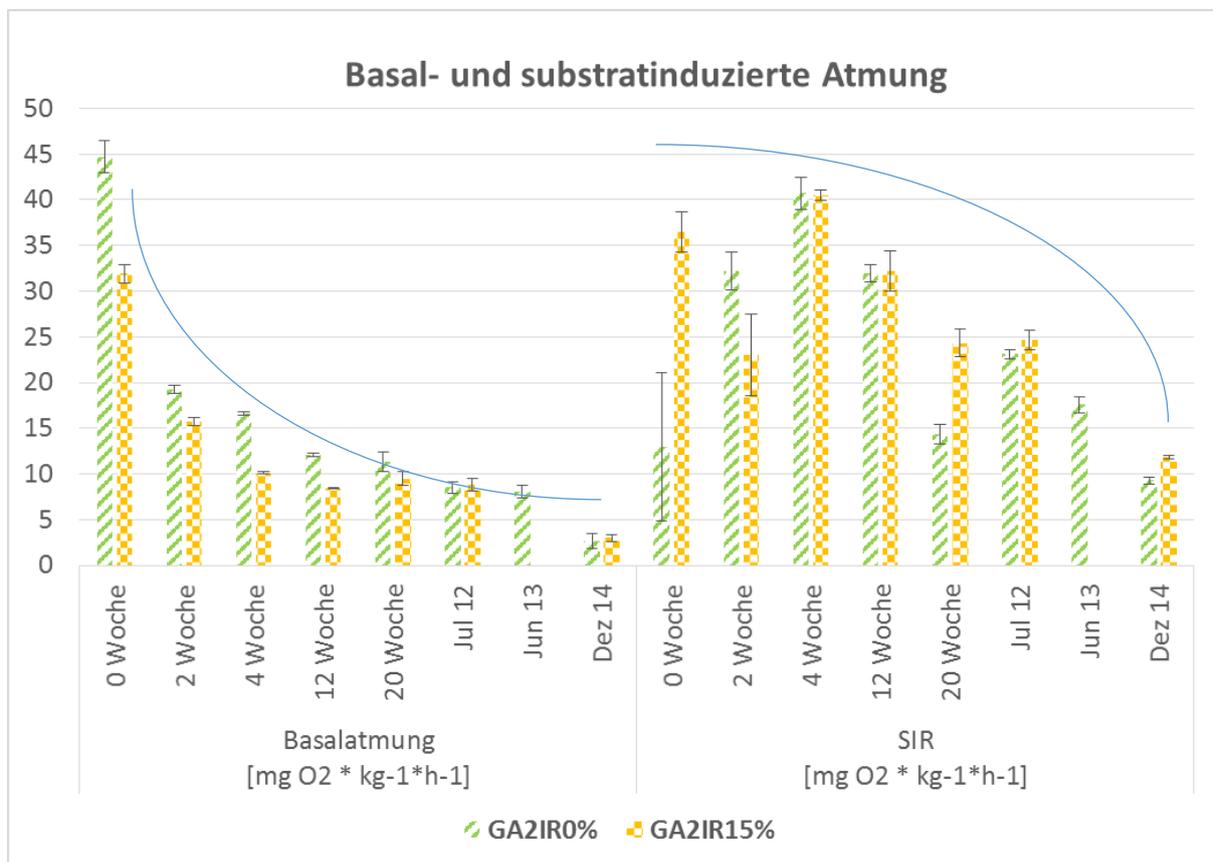


Abb. 4.7: Basalatmung und SIR des Komposts und Biokohlekomposts während der Kompostierung und der Lagerung, Ende der Kompostierung 20. Woche, ab der 20. Woche beginnt die Lagerung

Betrachtet man die Ergebnisse zur Basalatmung wird deutlich, dass die Biokohlezugabe von 15 Vol.-% zu einer Verringerung der mikrobiellen Aktivität während der Kompostierung führt. Die Mikroorganismen im Biokohlekompost stoßen weniger CO₂ aus, bzw. verbrauchen weniger O₂. Mit Ablauf des Kompostierprozesses in der 20. Woche kommt zunehmend zu einer Angleichung der Atmungsraten von Kompost und Biokohlekompost.

Ein Vergleich der Atmungsraten während des Kompostierprozesses mit den ermittelten Werten für die organische Substanz (Abb. 4.8) zeigt, dass nicht nur der CO₂-Ausstoß aus den Biokohlekompostmieten geringer ist, sondern auch ein langsamerer Abbau der organischen Substanz stattfindet.

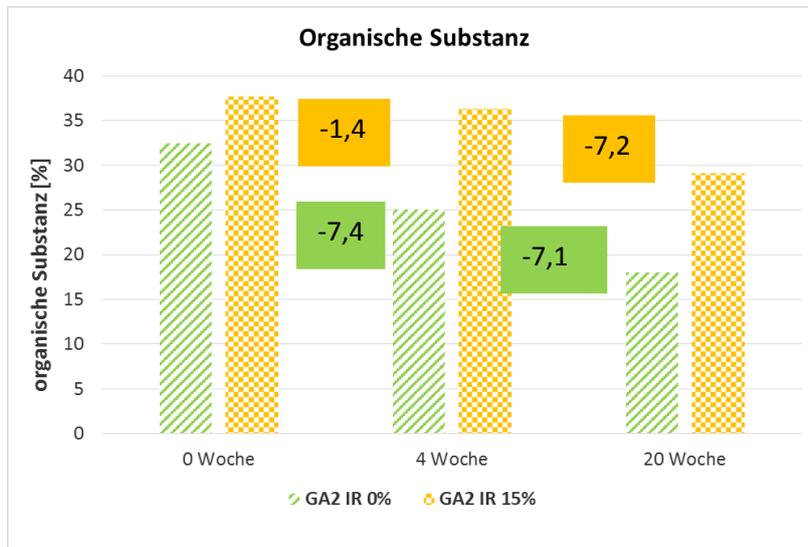


Abb. 4.8: Vergleich der Entwicklung der organischen Substanz in Kompost und Biokohlekompost während der Kompostierung

Bei der Kompostmiete waren nach 20 Wochen 45 % der organischen Substanz abgebaut, bei den Biokohlekompostmieten 23 %.

Betrachtet man die Ergebnisse zur substratinduzierten Atmung zeigt sich in der 4. Woche zunächst eine maximale mikrobielle Atmung, die dann bis zum Ende der Messungen abfällt. Zwischen Komposten und Biokohlekomposten lässt sich kein deutlicher Unterschied aufzeigen.

4.1.4 Einfluss der Biokohlezugabe auf ausgewählte biologische Parameter des fertigen Komposts

4.1.4.1 Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost

Um den Einfluss der Biokohle auf die biologische Qualität von Komposten zu ermitteln wurden 5 verschiedene Großansätze hergestellt. Jeder der fünf Großansätze wurde als Variante ohne Biokohle (Komposte) und als Variante mit Biokohle (Biokohlekomposte) hergestellt. Die Komposte wurden mit den Biokohlekomposten hinsichtlich der folgenden Testorganismen /-parameter verglichen:

Mikrobielle Parameter:

- Basalatmung
- Mikrobielle Biomasse
- Metabolischer Quotient
- Potentielle Ammoniumoxidation

Regenwurmfluchttest

Pflanzenests:

- Kresse – Detektion phytotoxischer Gase
- Kresse – Pflanzenverträglichkeit
- Chinakohl - Pflanzenverträglichkeit

Die Ergebnisse sind in Tab. 4.10 dargestellt.

Tab. 4.10: Biologische Charakterisierung für die Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost (15 Vol.-% BK Zugabe , 10 Vol.-% bei GA11)
Angabe von Mittelwert und Standardabweichung für die Messergebnisse (grün = Kompost, orange = Biokohlekompost)

Parameter	Basalatmung n = 5 - 8	Mikrobielle Biomasse n = 3	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium- oxidation n = 4	Regenwurm- fluchttest n = 5	Kresse Phytotoxische Gase n = 3	Kresse Pflanzen- verträglichkeit n = 10	Chinakohl Pflanzen- verträglichkeit n = 3 - 8
Komposte/ BK-Komposte								
[Einheit]	[mg O ₂ * kg ⁻¹ *h ⁻¹]	[mg/100g TS]	[-]	[ng/g TS/min]	[Vergleich mit AS Anzahl]	[FM in %]	[Wurzellänge mm]	[FM in %]
GA2 IR 0%	8,5 ± 0,6	65 ± 1	0,013	120 ± 12	7 ± 2	124 ± 16	37 ± 6	117 ± 20
GA2 IR 15%	8,8 ± 0,7	69 ± 3	0,013	96 ± 6	7 ± 2	117 ± 11	46 ± 6	86 ± 7
GA3 IR 0%	10,3 ± 1,1	72 ± 3	0,008	74 ± 1	5 ± 1	118 ± 1	33 ± 5	93 ± 17
GA3 IR 15%	13,6 ± 1,1	80 ± 1	0,014	86 ± 3	5 ± 3	127 ± 7	32 ± 6	102 ± 23
GA8 IR 0%	4,7 ± 0,4	44 ± 3	0,01	41 ± 2	n.b.	120 ± 21	54 ± 7	74 ± 22
GA8 IR 15%	5,4 ± 0,4	41 ± 4	0,013	50 ± 7	n.b.	102 ± 12	52 ± 12	83 ± 30
GA10 IR 0%	3,9 ± 1,3	30 ± 12	0,011	39 ± 2	n.b.	95 ± 13	51 ± 10	137 ± 16
GA10 IR 15%	4,2 ± 0,6	46 ± 3	0,013	30 ± 2	n.b.	90 ± 12	34 ± 15	127 ± 16
GA11 IR 0%	11,2 ± 1,2	136 ± 7	0,008	144 ± 10	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
GA11 IR 15%	12,9 ± 1,0	136 ± 3	0,01	131 ± 9	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
MW ohne Kohle	7,7 ± 0,9	69 ± 5	0,01	84 ± 5	6 ± 2	114 ± 13	44 ± 7	105 ± 19
MW mit Kohle	9,0 ± 0,9	74 ± 3	0,013	79 ± 5	6 ± 3	109 ± 11	41 ± 10	100 ± 19

In Abb. 4.9 sind Komposte und Biokohlekomposte für die verschiedenen untersuchten Parameter gegenübergestellt.

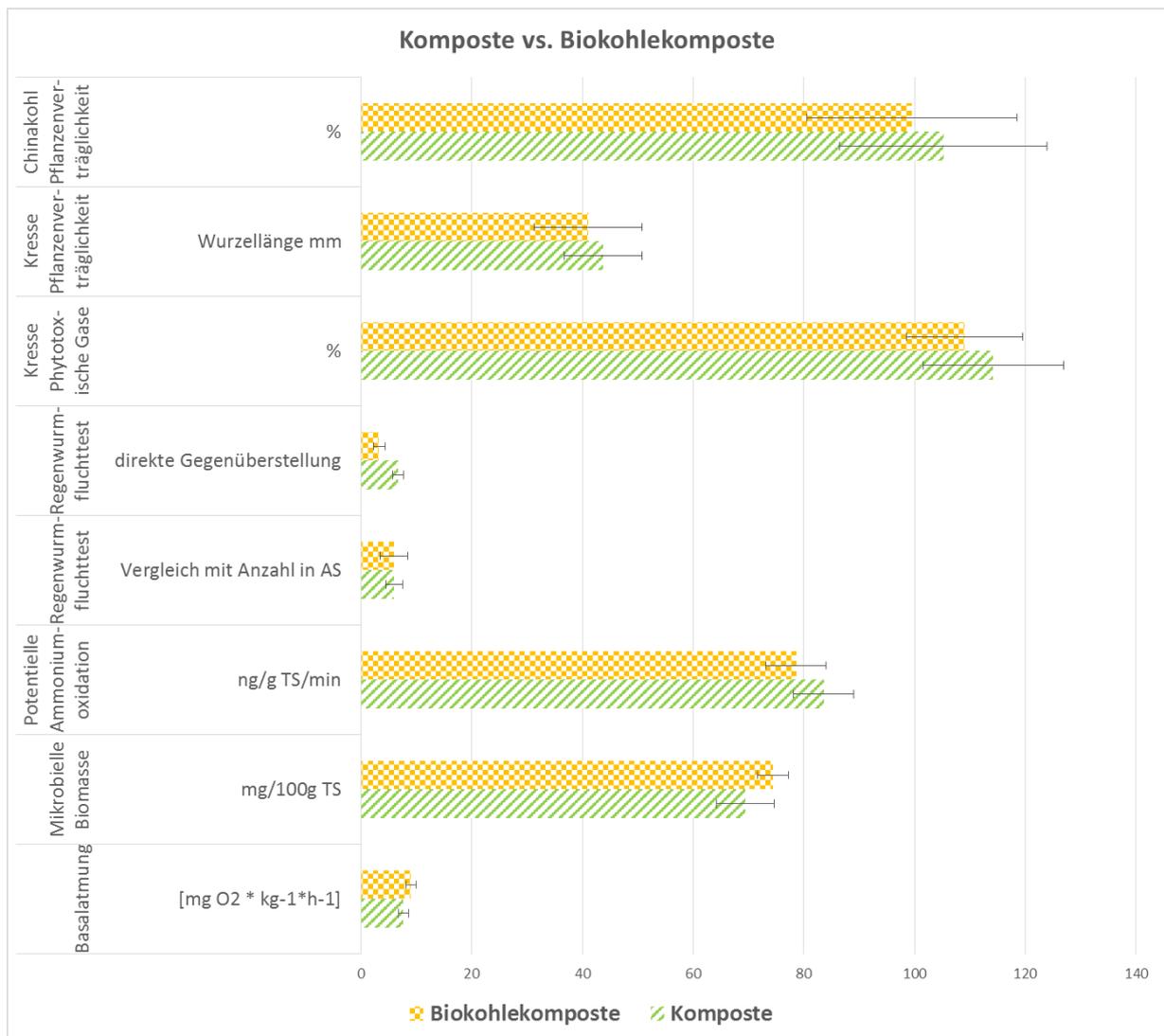


Abb. 4.9: Komposte (grün) und Biokohlekomposte (orange) für ausgewählte biologische Parameter im Vergleich

Aus der Abb. 4.9 wird deutlich, dass die Zugabe von 15 Vol.-% Biokohle bzw. 10 Vol.-% BK (GA11) keinen signifikanten Einfluss auf die untersuchten biologischen Parameter (mikrobielle Biomasse, potentielle Ammoniumoxidation, Keimung von Kresse und Chinakohl) hat. Nur bei der direkten Gegenüberstellung von Komposten und Biokohlekomposten im Regenwurmfluchttest ergibt sich eine signifikante Wirkung der Biokohle. Die Kompostwürmer bevorzugten die Komposte ohne Biokohle. Tendenziell führt die Biokohle zu einer Erhöhung der Basalatmung und der mikrobiellen Biomasse. Die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen wird mit Biokohlezugabe tendenziell geringer. Die Pflanzentests zeigen ohne Biokohlezugabe tendenziell bessere Werte.

Zwischen den einzelnen Komposten und Biokohlekomposten bestehen große Abweichungen (Tab. 4.10), diese ergeben sich aus den verschiedenen Inputmaterialien und Prozessabläufen. Folgende Erläuterungen und Abbildungen werden dieses verdeutlichen.

Mikrobielle Biomasse (Abb. 4.10):

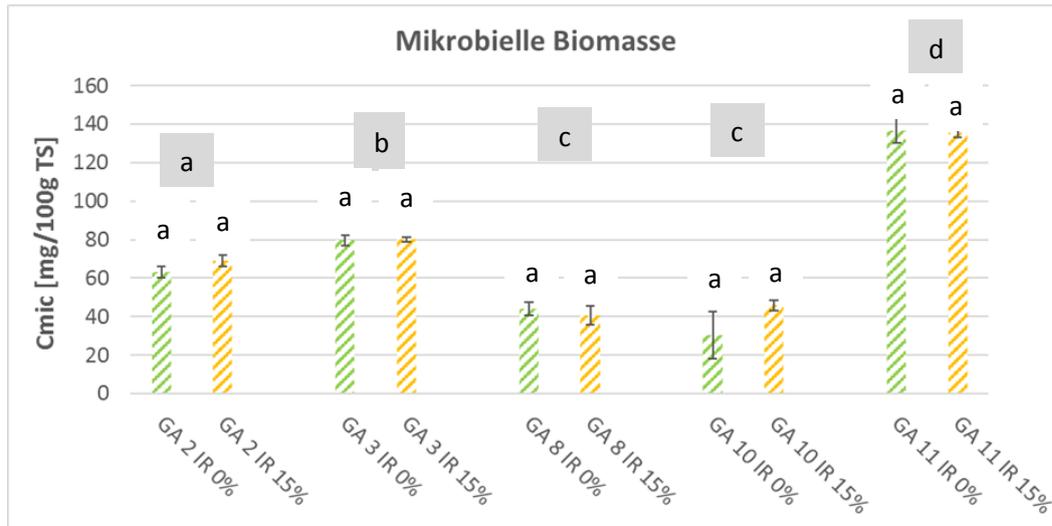


Abb. 4.10: Einfluss von Biokohle auf die mikrobielle Biomasse, Signifikanzen für den Vergleich ohne BK mit BK, und für den Vergleich des Mittelwertes der Großansätze (grau hinterlegt)

Für die mikrobielle Biomasse liegen die ermittelten Werte zwischen 30 ± 12 mg/100g TS für GA10IR15 und 136 ± 7 mg/100g TS und für GA11IR0%. Die Unterschiede zwischen den Komposten und den Biokohlekomposten sind mit folgenden Werten (Differenz zwischen Kompost und Biokohlekompost) sehr gering:

- GA2: 5,7 mg/100g → oBK < mBK
- GA3: 0,5 mg/100g → oBK < mBK
- GA8: 3,1 mg/100g → oBK > mBK
- GA10: 15,6 mg/100g → oBK < mBK
- GA11: 5,7 mg/100g → oBK > mBK

Tendenziell ergibt sich damit eine höhere mikrobielle Biomasse für Komposte mit Biokohle.

Die Unterschiede zwischen den untersuchten Großansätzen sind relativ groß. So erreicht GA 11 mit durchschnittlich 136 mg/100g um ca. 70 % höhere Werte als beispielsweise GA3 und GA8 mit 38 bzw. 42 mg/100g TS. Kein deutlicher Unterschied besteht zwischen dem Großansatz 8 und dem Großansatz 10.

Potentielle Ammoniumoxidation (Abb. 4.11):

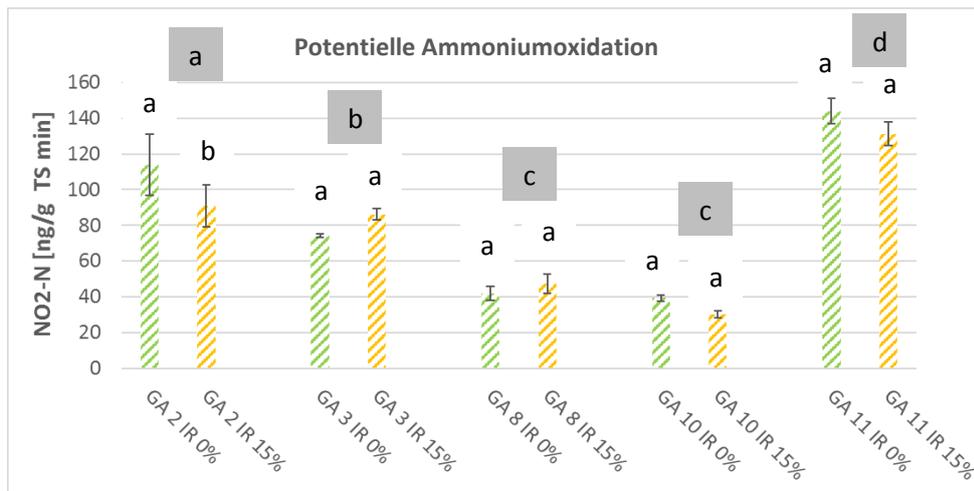


Abb. 4.11: Einfluss von Biokohle auf die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen, Signifikanzen für den Vergleich ohne BK mit BK, und für den Vergleich der Großansätze (grau hinterlegt)

Die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen liegt für die im Botanischen Garten hergestellten Komposte und Biokohlekomposte zwischen 30 ± 2 ng/g TS/min für GA10 IR 15% und 144 ± 10 ng/g TS/min für GA11 IR 0%. Folgende Unterschiede zwischen den biokohlehaltigen und biokohlefreien Komposten wurden gemessen:

- GA2: 23 ng/g TS/min → oBK > mBK
- GA3: 12 ng/g TS/min → oBK < mBK
- GA8: 6 ng/g TS/min → oBK < mBK
- GA10: 9 ng/g TS/min → oBK > mBK
- GA11: 13 ng/g TS/min → oBK > mBK

Auch bei der potentiellen Ammoniumoxidation bestehen die größten Unterschiede zwischen den einzelnen Großansätzen. Für GA11 wurde ein Wert von durchschnittlich 137 ng/g TS/min gemessen, GA 2 liegt bei 102 ng/g TS/min und GA3 bei 80 ng/g TS/min. Niedrige Werte für diesen Parameter wurden für GA8 mit 45 ng/g TS/min und G10 mit 35 ng/g TS/min ermittelt.

Regenwurmfluchttest:

Für den Regenwurmfluchttest wurden 2 Methoden der Gegenüberstellung gewählt. Die Gegenüberstellung jeder einzelnen Variante mit einem Artificial Soil ergab keine Unterschiede zwischen den Komposten und den Biokohlekomposten. Die direkte Gegenüberstellung ergab für GA2, GA3, und GA8 eine signifikante Bevorzugung des Komposts ohne Kohle. Beim Großansatz 10 wurde der Biokohlekompost von den Würmern bevorzugt (Abb. 4.12).

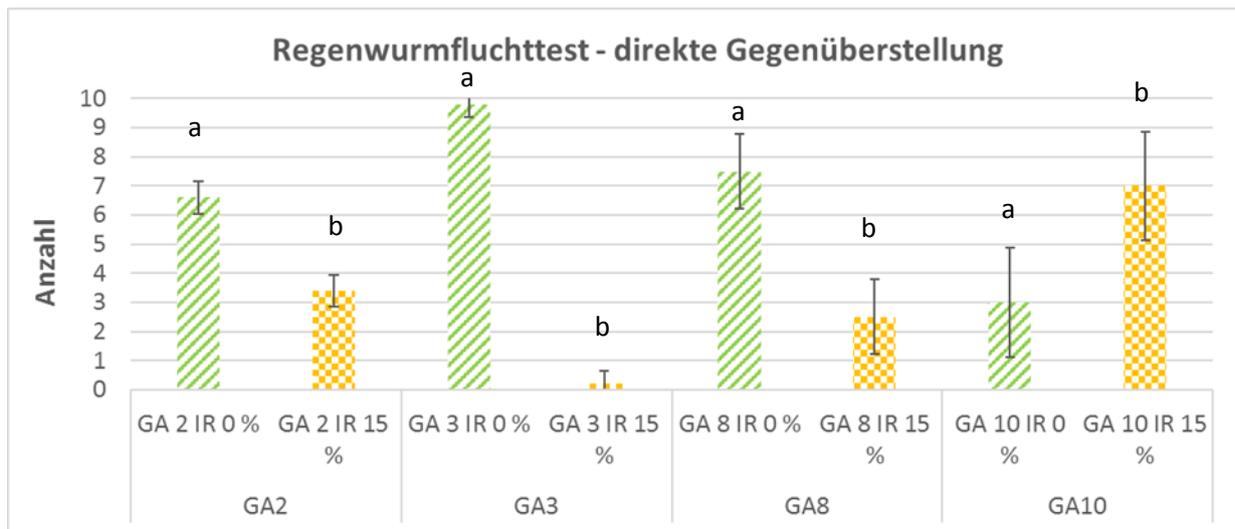


Abb. 4.12: Einfluss von Biokohle auf das Verhalten von Kompostwürmern

Kressetest – phytotoxische Gase (Abb. 4.13):

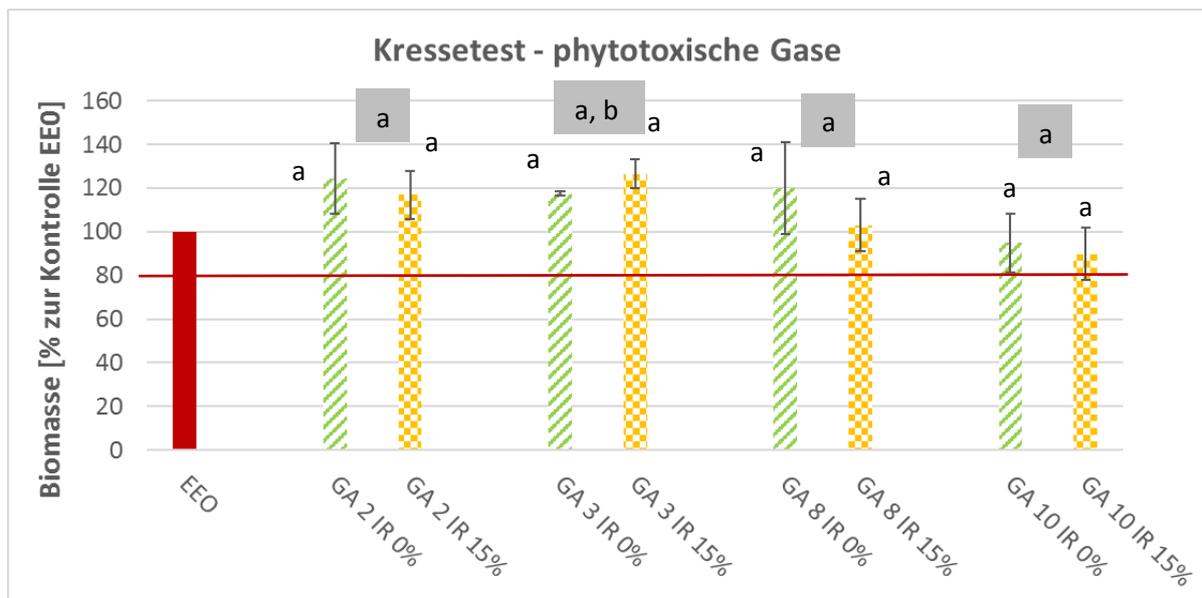


Abb. 4.13: Einfluss von Biokohle auf die Emission von phytotoxischen Gasen, Signifikanzen für den Vergleich ohne BK mit BK, und für den Vergleich der Großansätze (grau hinterlegt)

Der Kressetest- phytotoxische Gase wurde nach den Vorgaben der Bundesgütegemeinschaft Kompost Kapitel IV. A4 durchgeführt. Als Testkriterium gilt, dass die Prüfsubstrate mindestens 80 % der Biomasse (Frischgewicht ohne Wurzel) des Referenzsubstrates EE0 erzielen müssen. Die Komposte und Biokohlekomposte erreichen Werte zwischen 90 ± 12 % für GA10 IR 15% und 127 ± 7 GA3 IR 15%. Im Mittel wird sogar ein Wert von 113 erreicht. Lediglich die Komposte des Großansatzes 10 liegen mit 95 ± 13 % und 90 ± 12 % an der Grenze. Die Ergebnisse zeigen, dass alle getesteten Substrate frei von phytotoxisch wirkenden Verbindungen (Gasen) sind. Die Differenzen zwischen Komposten und Biokohlekomposten lauten wie folgt:

- GA2: 8 % → oBK > mBK
- GA3: 9 % → oBK < mBK
- GA8: 17 % → oBK > mBK
- GA10: 5 % → oBK > mBK

Zwischen den verschiedenen Großansätzen konnten mithilfe des Kresstests zur Detektion phytotoxischer Gase keine signifikanten Unterschiede bestimmt werden.

Chinakohltest – Pflanzenverträglichkeit (Abb. 4.14):

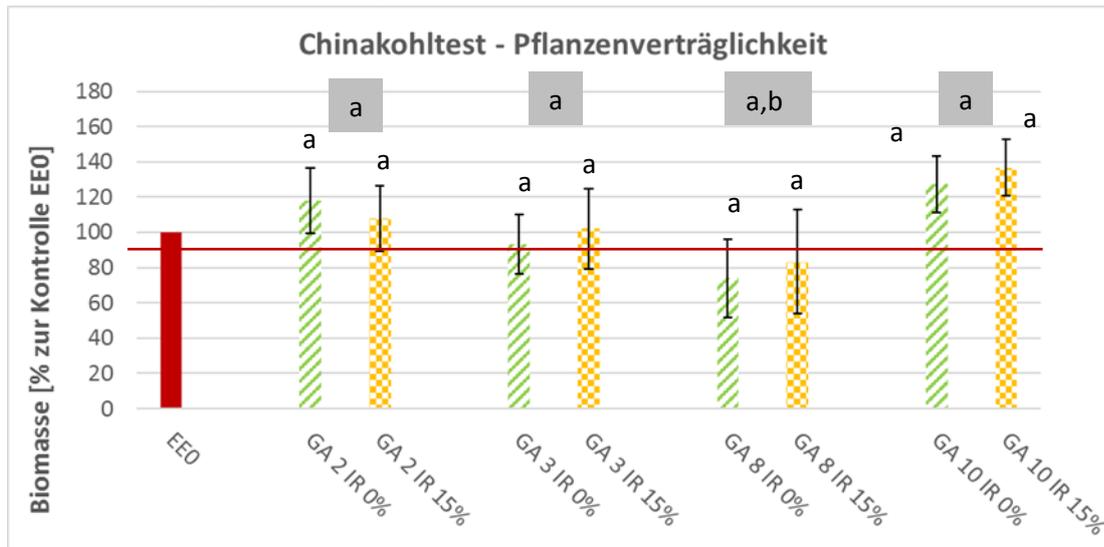


Abb. 4.14: Einfluss von Biokohle auf die Biomasse des Chinakohls, Signifikanzen für den Vergleich ohne BK mit BK, und für den Vergleich der Großansätze (grau hinterlegt)

Mit dem Chinakohltest, der nach der BGK Kapitel IV. A3 durchgeführt wurde, sollen schädliche Wirkungen der hergestellten Komposte auf Pflanzen erkannt und so vermieden werden. Um als Mischkomponente für die Herstellung von Erden und Substraten dienen zu können, mussten mindestens 90 % der Frischmasse der Kontrolle erreicht werden. Die ermittelten Werte liegen zwischen 74 und 137 %. Es wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Komposten und den Biokohlekomposten festgestellt.

- GA2: -10 % → oBK > mBK
- GA3: 9 % → oBK < mBK
- GA8: 9 % → oBK < mBK
- GA10: 9 % → oBK < mBK

Zwischen den vier Großansätzen unterscheidet sich hinsichtlich der Biomasse beim Chinakohltest nur der Großansatz 10 deutlich von den anderen Großansätzen.

Kressetest – Pflanzenverträglichkeit (Abb. 4.15):

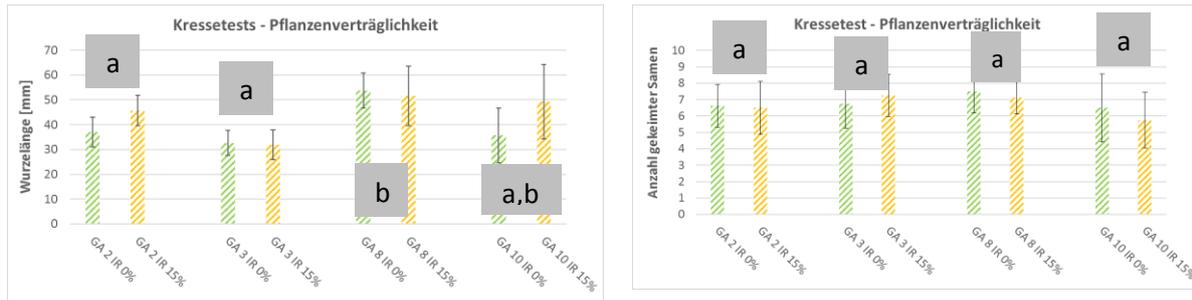


Abb. 4.15: Einfluss von Biokohle auf die Wurzellänge und die Anzahl der gekeimten Samen im Kressetest, Signifikanzen für den Vergleich der Großansätze (grau hinterlegt), zwischen K und BKK keine signifikanten Unterschiede

Der Kressetest zur Pflanzenverträglichkeit bestimmt den Einfluss von Bodenverbesserungsmitteln und Kultursubstraten auf die Keimung und anschließende frühe Wurzelentwicklung der Kresse. Dabei wird die Entwicklung der Wurzeln in den Untersuchungsmaterialien mit der im Vergleichsmaterial verglichen. Eine gehemmte Keimung und ein geringes Wurzelwachstum können auf phytotoxische Substanzen im Substrat hinweisen. Die mit diesem Test erzielten Wurzellängenwerte lagen für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte zwischen 24 mm und 54 mm. Nicht in der obenstehenden Tabelle aufgeführt ist die mittlere Keimrate des Kressetests auf Pflanzenverträglichkeit. Da dieser aber einen weiteren wichtigen Bewertungsparameter darstellt, werden an dieser Stelle die ermittelten Ergebnisse vorgestellt. Die Untersuchungen ergaben für die im Botanischen Garten Berlin produzierten Komposte/Biokohlekomposte Werte zwischen 58 % und 80 %. Als Mittelwerte wurde 72 % ermittelt.

Zum Vergleich der Komposte mit den Biokohlekomposten wurden die Differenzen zwischen beiden wie folgt ermittelt:

Differenzen für die Wurzellänge:

- GA2: 9 mm → oBK < mBK
- GA3: 1 mm → oBK > mBK
- GA8: 1 mm → oBK > mBK
- GA10: 13 mm → oBK < mBK

Differenzen für die Anzahl gekeimter Samen (AGS)

- GA2: 0 → oBK = mBK
- GA3: 0 → oBK = mBK
- GA8: 1 → oBK > mBK
- GA10: 1 → oBK < mBK

Für die Anzahl der gekeimten Samen wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen Komposten und Biokohlekomposten festgestellt. Bei der Wurzellänge zeigt nur der Großansatz 8 signifikante Unterschiede zu Großansatz 2 und 3.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Zugabe von 10 bzw. 15 Vol.-% Biokohle zum Kompost nur für den Kompostwurm *Eisenia fetida* einen signifikanten Einfluss hatte. Die Kompostwürmer bevorzugen Komposte ohne Biokohle. Für die anderen Parameter ergeben sich lediglich folgende Tendenzen: Die Biokohle erhöht die mikrobielle Biomasse und verringert die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen. Die Pflanzenparameter zeigen eine geringe Steigerung bei Biokohlezugabe. Deutliche Unterschiede bei den mikrobiellen Parametern wurden zwischen den verschiedenen Großansätzen festgestellt und ergeben sich aus verschiedenen Inputstoffen. Die Pflanzentests zeigen zwischen den Großansätzen i.d.R. keine signifikanten Unterschiede auf.

4.1.4.2 Versuche mit unterschiedlichen Biokohlemengen und zum Vergleich zwischen nicht aktivierter und aktivierter Biokohle

Versuch 1

Bei diesem Versuch wurde in Stufen immer weniger Kompost und dafür mehr Biokohle zugegeben:

- UA-S100-U1: 100 % Kompost + 0 % BK
- UA-S85-U1: 85 % Kompost + 15 % BK
- UA-S70-U1: 70 % Kompost + 30 % BK
- UA-S50-U1: 50 % Kompost + 50 % BK
- UA-BK100_U1: 0 % Kompost + 100 % BK

In Tab. 4.11 und Abb. 4.16 sowie Abb. 4.17 sind die Ergebnisse zum Einfluss steigender Biokohlemengen auf die Mikroorganismen dargestellt.

Tab. 4.11: Mikrobiologische Parameter für Versuch 1 zum Einfluss der Biokohlemenge im Substrat (Kompost = grün, Biokohle = orange)

Parameter	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium-oxidation
Komposte/ BK-Komposte	n = 5	n = 3		n = 4
[Einheit]	[mg O ₂ * kg ⁻¹ *h ⁻¹]	[mg/100g TS]	{ $\frac{\text{mg O}_2 * \text{kg}^{-1} * \text{h}^{-1}}{\text{mg/kg TS}}$ }	[ng/g TS/min]
UA-S100-U1	2,9 ± 0,6	32 ± 3	0,009	34 ± 1
UA-S85-U1	3,6 ± 0,6	33 ± 1	0,011	43 ± 4
UA-S70-U1	3,7 ± 0,4	32 ± 1	0,012	68 ± 2
UA-S50-U1	3,7 ± 0,6	25 ± 2	0,015	17 ± 1
UA-BK100_U1	2,6 ± 0,7	11 ± 7	0,024	0

Mikrobielle Biomasse

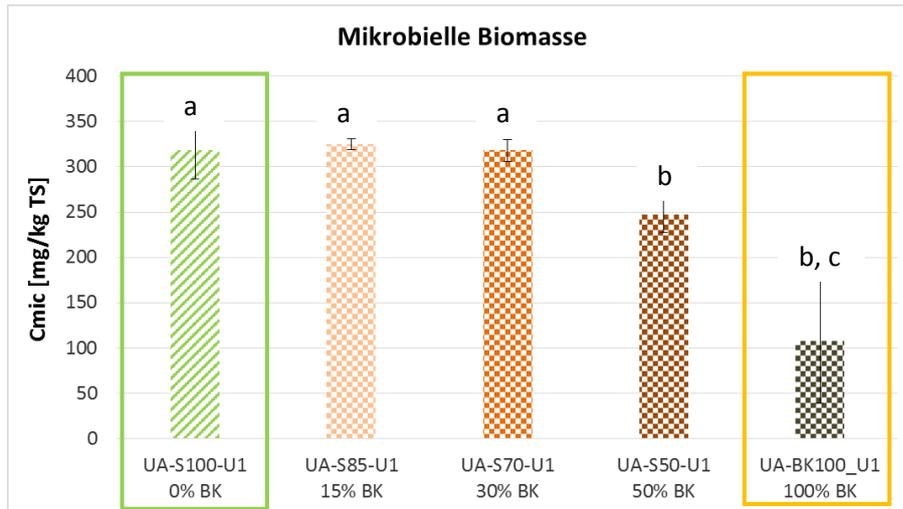


Abb. 4.16: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe auf die mikrobielle Biomasse eines Komposts (UA-S100-U1), (Kompost = grün umrandet, Biokohle: orange umrandet)

Die Einmischung von 15 % Biokohle führt zu einer leichten Erhöhung der mikrobiellen Biomasse um 0,7 mg/100g TS. Bei einer Einmischung von 30 % BK in den Kompost ist die mikrobielle Biomasse wieder auf den Wert des Komposts ohne Einmischung gesunken. Erst ab einer Einmischung von 50 % Biokohle in den Kompost erfolgt eine deutliche Hemmung der mikrobiellen Aktivität (Abb. 4.16). Der metabolische Quotient steigt mit zunehmender Menge an Biokohle im Kompost.

Potentielle Ammoniumoxidation

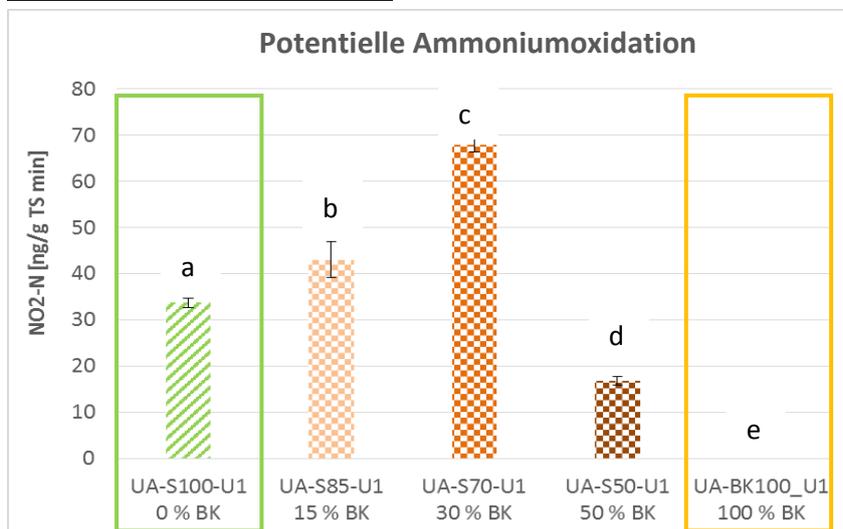


Abb. 4.17: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe auf die Nitrifikationsaktivität eines Komposts (UA-S100-U1), Kompost = grün umrandet, Biokohle = orange umrandet

Die Ergebnisse der **potentiellen Ammoniumoxidation** zeigen für die UA-Substrate zunächst eine Steigerung der potentiellen Ammoniumoxidation (von 34 bis 68 ng/g TS/min) mit steigender BK-Zugabe und ab 50 % Biokohle-Einmischung eine deutliche Hemmung (Abb. 4.17).

Versuch 2

In Tab. 4.12 sind die Ergebnisse zum Einfluss steigender Biokohlemengen auf Mikroorganismen, Pflanzen und Kompostwürmer sowie die Resultate zum Einfluss der Biokohleaktivierung dargestellt.

Tab. 4.12: Biologische Charakterisierung für Versuche zum Einfluss der Biokohlemenge im Kompost und zum Vergleich zwischen Biokohle (K.) und aktivierter Biokohle (a.K.), (Kompost = grün, reine BK, bzw. aktivierte Biokohle = orange)

Parameter	Basalatmung n = 5 – 8)	Mikrobielle Biomasse n = 3	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium- oxidation n = 4	Kresse Phytotoxische Gase n = 3	Kresse Pflanzen- verträglichkeit n = 10	Chinakohl Pflanzen- verträglichkeit n = 3 - 8
Komposte/ BK-Komposte							
[Einheit]	[mg O ₂ * kg- 1*h-1]	[mg/100g TS]	[-]	[ng/g TS/min]	[FS in %]	[Wurzellänge mm]	[FS in %]
GA2 IR 0%	8,1 ± 0,7	49 ± 2	0,016	22 ± 1	117 ± 5	37 ± 6	117 ± 20
GA2 IR 0% 1% K.	7,3 ± 1,6	51 ± 4	0,014	31 ± 4	117 ± 11	38 ± 5	108 ± 29
GA2 IR 0% 5% K.	6,5 ± 0,8	35 ± 2	0,019	28 ± 5	116 ± 13	37 ± 9	102 ± 36
GA2 IR 0% 10% K.	4,1 ± 0,8	38 ± 4	0,011	30 ± 3	104 ± 11	35 ± 6	106 ± 23
GA2 IR 0% 20% K.	3,8 ± 0,6	38 ± 3	0,01	37 ± 2	121 ± 7	41 ± 12	101 ± 32
GA2 IR 0% 40% K.	4,1 ± 0,2	41 ± 3	0,01	16 ± 2	105 ± 31	46 ± 5	114 ± 24
100% K.	2,6 ± 0,5	11 ± 3	0,024	0	122 ± 8	5 ± 1	36 ± 29
GA2 IR 0% 1% a.K.	2,8 ± 0,5	34 ± 4	0,008	26 ± 2	92 ± 20	35 ± 5	109 ± 34
GA2 IR 0% 5% a.K.	2,9 ± 0,5	34 ± 3	0,009	24 ± 2	120 ± 5	36 ± 6	71 ± 23
GA2 IR 0% 10% a.K.	3,9 ± 1,5	33 ± 3	0,012	24 ± 2	110 ± 13	37 ± 8	95 ± 29
GA2 IR 0% 20% a.K.	4,1 ± 0,9	42 ± 5	0,01	28 ± 4	87 ± 45	36 ± 8	99 ± 28
GA2 IR 0% 40% a.K.	4,7 ± 1,4	43 ± 7	0,011	39 ± 1	96 ± 27	33 ± 8	81 ± 26
100% a.K.	4,9 ± 0,2	12 ± 2	0,04	62 ± 4	105 ± 26	17 ± 4	67 ± 32

Die folgenden Abbildungen zeigen die Ergebnisse für die einzelnen Parameter.

Mikrobielle Biomasse (Abb. 4.18):

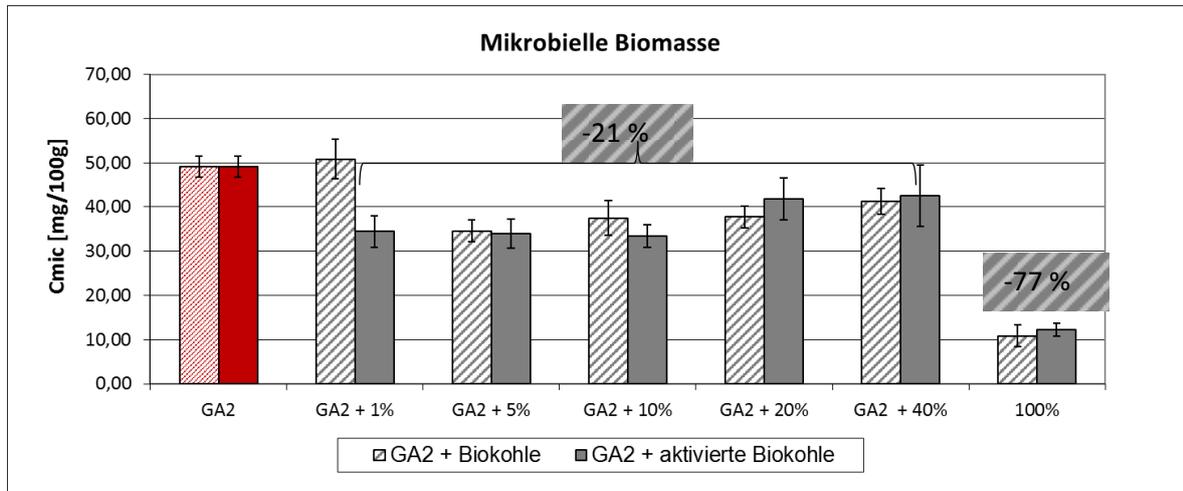


Abb. 4.18: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe (unbehandelt und aktiviert) auf die mikrobielle Biomasse eines Komposts (GA2) – rot bzw. rot gestreift dargestellt.

Die Zugabe von Biokohle führt ab 1 % für die aktivierte Kohle bzw. ab 5 % für die unbehandelte Biokohle zu einer signifikanten Hemmung von ca. 21 % (Mittelwert aller Zugabevarianten) der mikrobiellen Biomasse. Die Zugabe von 100 % Biokohle führt für beide Varianten zu einer starken Hemmung der mikrobiellen Aktivität von ca. 77 %.

Potentielle Ammoniumoxidation (Abb. 4.19):

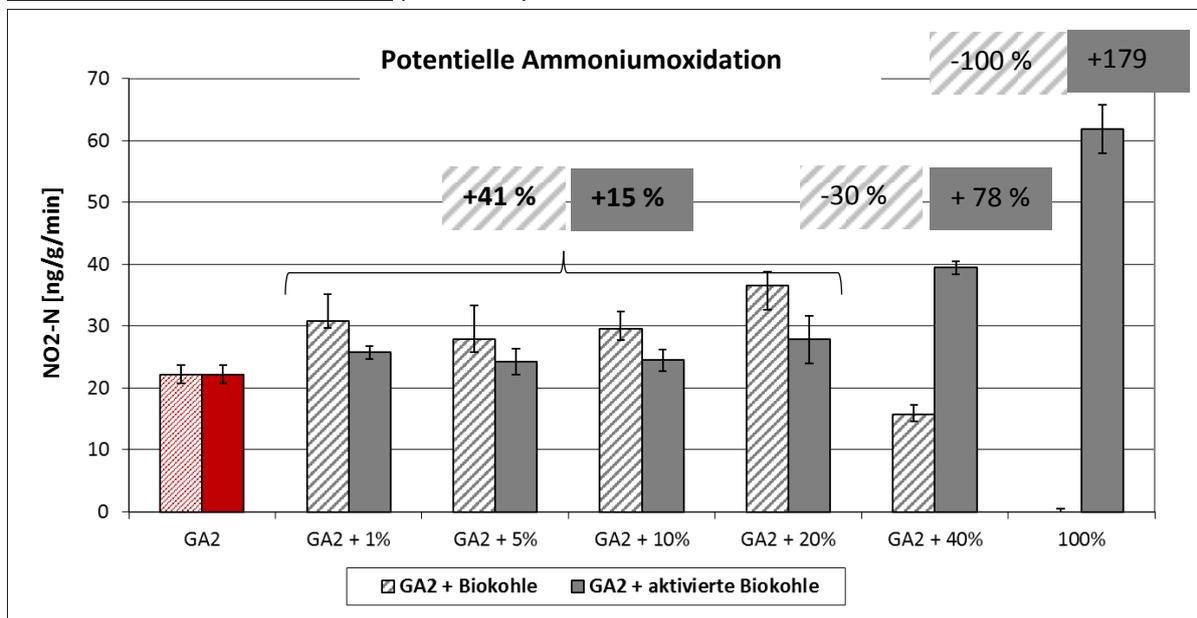


Abb. 4.19: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe (unbehandelt und aktiviert) auf die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen eines Komposts (GA2 – rot bzw. rot gestreift dargestellt)

Für die GA2-Substrate mit Biokohle zeigt sich, dass die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen zunächst (bis 20 % Biokohle-Zugabe) um durchschnittlich 41 % zur Variante ohne Kohle steigt und dann

zwischen 20 und 40 % BK-Zugabe wieder um 30 % sinkt. Für die Zugabe von aktivierter Kohle zum GA2-Kompost kommt es mit steigenden Einmischungen zu einer Förderung der potentiellen Ammoniumoxidation. Ab 40 % Zugabe ist diese Förderung mit 78 % gegenüber der Variante ohne Kohle signifikant (Abb. 4.19).

Die optimalen Lebensbedingungen liegen für die nitrifizierenden Mikroorganismen bei einer Biokohlezugabe von 20 %.

Im Anhang A Tab. 7.1 sind die Ergebnisse der Signifikanztests für die mikrobiologischen Parameter aufgelistet.

Kresstest – phytotoxische Gase (Abb. 4.20):

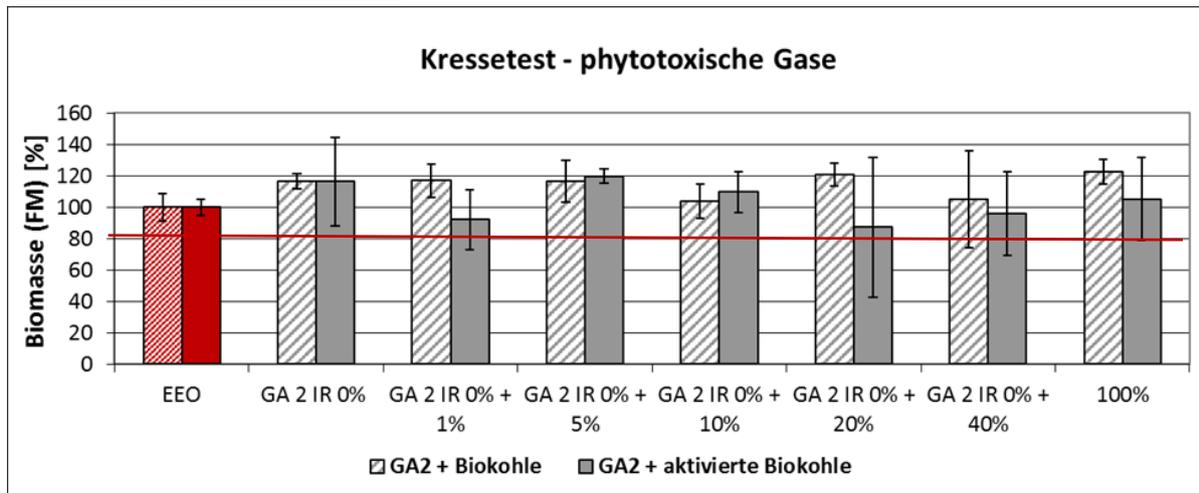


Abb. 4.20: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe (unbehandelt und aktiviert) auf die Emission von phytotoxischen Gasen im Kresstest (EEO Vergleichssubstrat – rot bzw. rotgestreift dargestellt)

Der **Kresstest zur Detektion phytotoxischer Gase** ergab keine signifikanten Unterschiede für die verschiedenen Zugabemengen. Alle Proben erreichen die 80 % des Kontrollsubstrats, so dass ein austreten von phytotoxischen Gasen in relevanten Mengen ausgeschlossen werden kann.

Kressetest – Pflanzenverträglichkeit (Abb. 4.21):

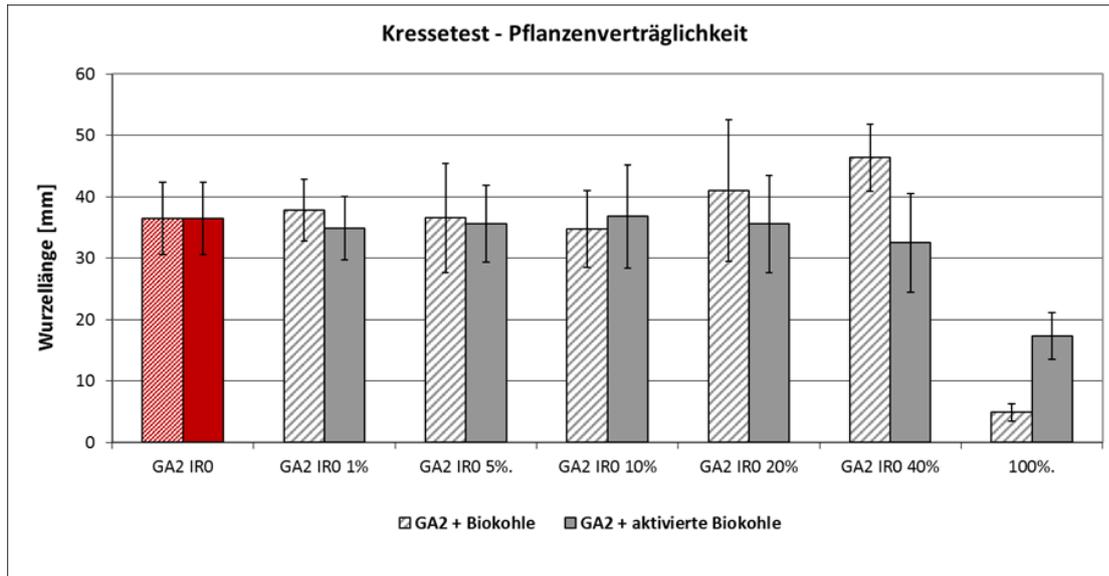


Abb. 4.21: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe (unbehandelt und aktiviert) auf die Wurzellänge der Kresse (EEO Vergleichssubstrat – rot bzw. rotgestreift dargestellt)

Die Durchführung des **Kressetests zur Ermittlung der Pflanzenverträglichkeit** von Komposten mit steigenden BiokohleKonzentrationen zeigt keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Zugabemengen für die mittlere Wurzellänge. Im Mittel erzielte die Zugabe von un behandelter Kohle eine Wurzellänge von 39 mm und die Zugabe von aktivierter Biokohle eine Wurzellänge von 35 mm. Eine deutlich verringerte Wurzellänge von 5 mm (unbehandelte Kohle) und 17 mm (aktivierte Kohle) tritt erst bei den 100 % Biokohlevarianten auf.

Eine Hemmung der Keimung der Kressesamen im Vergleich zur Variante ohne Kohle tritt ebenfalls nur für die 100 % Kohlevarianten auf, ansonsten wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten für die mittlere Keimrate festgestellt.

Chinakohltest – Pflanzenverträglichkeit (Abb. 4.22):

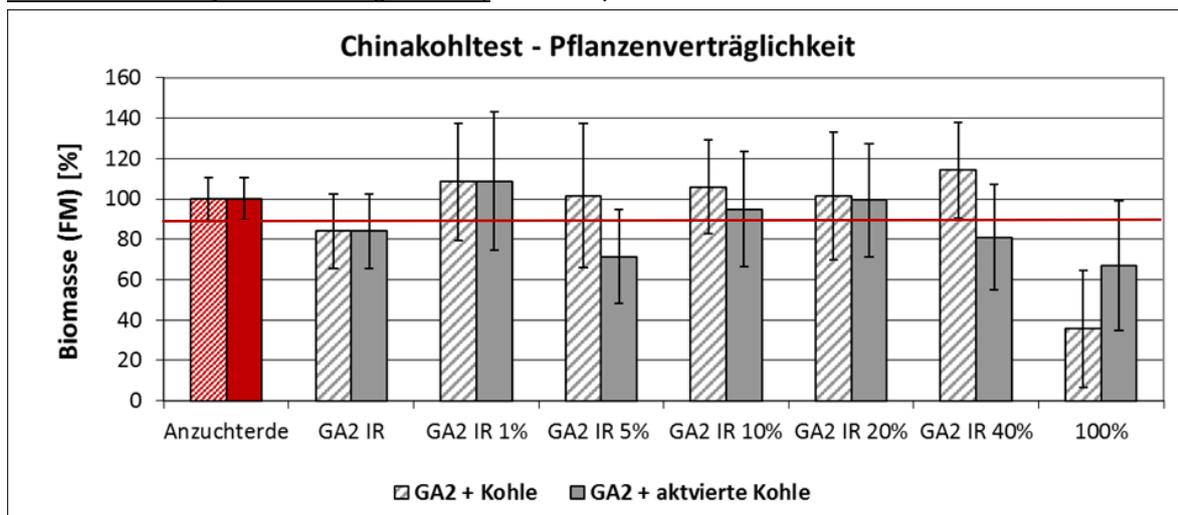


Abb. 4.22: Einfluss einer steigenden Biokohlezugabe (unbehandelt und aktiviert) auf die Biomasse des Chinakohles (Anzuchterde - Vergleichssubstrat – rot bzw. rotgestreift dargestellt)

Der **Chinakohltest** zeigt, dass die Varianten GA2IRO 5% a.K, 100%K. und 100%a.K. als pflanzenunverträglich eingestuft werden können, da sie die 90% der Biomasse des Kontrollsubstrates (rote Linie) nicht erreichen. Ein Einfluss einer steigenden Kohlemenge auf die Pflanzenkeimung und das frühe Wachstum ist nicht nachweisbar. Lediglich bei 100% Zugabe von unbehandelter und aktivierter Kohle kommt es zu deutlichen Einbußen bei der Frischbiomasse des Chinakohls.

Im Anhang A Tab. 7.2 sind die Ergebnisse der Signifikanztest für die Pflanzenversuche dargestellt.

Zusammenfassung:

Für die mikrobielle Biomasse zeigt die zunehmende Menge an Biokohle in den Versuchen unterschiedliche Ergebnisse. Die Verringerung der mikrobiellen Biomasse tritt bei dem ersten Versuch erst zwischen 30 und 50 % BK-Zugabe auf. Bei dem zweiten Versuch tritt diese Reduzierung schon bei geringem Mengen von 1 bzw. 5 % Zugabe auf. Die potentielle Ammoniumoxidation wird durch eine Biokohlezugabe gefördert. Eine Beeinträchtigung dieser mikrobiellen Leistung tritt erst bei hohen Biokohlegaben von 40 bzw. 50 % und nur für die unbehandelte Biokohle auf.

Ein signifikanter Einfluss einer steigenden Biokohlemenge auf die Keimung und frühe Pflanzenentwicklung von Kresse und Chinakohl wurde nicht festgestellt. Im Kresstest und im Chinakohltest zur Pflanzenverträglichkeit wurden für die 100 % Biokohlevarianten eine Pflanzenunverträglichkeit festgestellt

4.1.4.3 Versuche mit Urin und Pferdemist

Versuch 1

Bei dem ersten Versuch wurden dem reinen Kompost des Großansatzes 10 (GA10) verschiedene Stickstoff-reiche Materialien wie z.B. Urin, Mist und aktivierte Biokohle zugegeben. In Tab. 4.13 sind die Ergebnisse der biologischen Tests zu diesem Versuch dargestellt.

Tab. 4.13 Teil 1: Biologische Charakterisierung für Versuche mit Komposten und Biokohlekomposten denen Urin und Pferdemist und aktivierte Biokohle zugegeben wurde (Kompost = grün, Biokohlekompost = orange)

Parameter	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium-oxidation	Kresse Phytotoxische Gase	Kresse Pflanzenverträglichkeit	Chinakohl Pflanzenverträglichkeit
	n = 5 - 8	n = 3		n = 4	n = 3	n = 10	n = 3
Komposte/ BK-Komposte	a	b	c	d	e	f	g
[Einheit]	[mg O ₂ * kg ⁻¹ *h ⁻¹]	[mg/100g TS]	[-]	[ng/g TS/min]	[FS in %]	[Wurzellänge mm]	[FS in %]
GA10.1	5,1 ± 0,5	49 ± 2	0,01	35 ± 2	93 ± 15	38 ± 12	152 ± 6
GA10.2	4,4 ± 0,7	45 ± 2	0,01	33 ± 2	82 ± 8	44 ± 9	138 ± 28
GA10.3	4,4 ± 0,5	42 ± 2	0,01	33 ± 3	84 ± 5	49 ± 14	158 ± 9
GA10.4	4,2 ± 0,6	46 ± 3	0,009	30 ± 2	90 ± 12	51 ± 10	127 ± 16
GA10.5	4,5 ± 0,9	47 ± 3	0,01	31 ± 1	82 ± 12	53 ± 7	128 ± 6
GA10.6	4,8 ± 0,8	43 ± 5	0,011	34 ± 4	90 ± 4	49 ± 9	142 ± 7
GA10.7	4,2 ± 1,5	30 ± 12	0,014	39 ± 2	95 ± 13	34 ± 15	137 ± 16

Tab. 4.16 Teil 2: Biologische Charakterisierung für Versuche mit Komposten und Biokohlekomposten denen Urin und Pferdemist und aktivierte Biokohle zugegeben wurde (Kompost = grün, Biokohlekompost = orange)

Parameter	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium-oxidation	Kresse Phytotoxische Gase	Kresse Pflanzenverträglichkeit	Chinakohl Pflanzenverträglichkeit
	n = 5 - 8	n = 3		n = 4	n = 3	n = 10	n = 3
Komposte/ BK-Komposte	a	b	c	d	e	f	g
[Einheit]	[mg O ₂ * kg ⁻¹ *h ⁻¹]	[mg/100g TS]	[-]	[ng/g TS/min]	[FS in %]	[Wurzellänge mm]	[FS in %]
GA10.1 (BK + Urin)	5,1 ± 0,5	49 ± 2	0,01	35 ± 2	93 ± 15	38 ± 12	152 ± 6
GA10.4 (BK)	4,2 ± 0,6	46 ± 3	0,009	30 ± 2	90 ± 12	51 ± 10	127 ± 16
GA10.1 (Urin + BK)	5,1 ± 0,5	49 ± 2	0,01	35 ± 2	93 ± 15	38 ± 12	152 ± 6
GA10.5 (Urin)	4,5 ± 0,9	47 ± 3	0,01	31 ± 1	82 ± 12	53 ± 7	128 ± 6
GA10.1 (Urin + BK)	5,1 ± 0,5	49 ± 2	0,01	35 ± 2	93 ± 15	38 ± 12	152 ± 6
GA10.2 (Urin + akt. BK)	4,4 ± 0,7	45 ± 2	0,01	33 ± 2	82 ± 8	44 ± 9	138 ± 28
GA10.3 (Mist + akt. BK)	4,4 ± 0,5	42 ± 2	0,01	33 ± 3	84 ± 5	49 ± 14	158 ± 9
GA10.6 (Mist)	4,8 ± 0,8	43 ± 5	0,011	34 ± 4	90 ± 4	49 ± 9	142 ± 7
GA10.4 (BK)	4,2 ± 0,6	46 ± 3	0,009	30 ± 2	90 ± 12	51 ± 10	127 ± 16
GA10.7 (keine Zugabe)	4,2 ± 1,5	30 ± 12	0,014	39 ± 2	95 ± 13	34 ± 15	137 ± 16
GA10.6 (Mist)	4,8 ± 0,8	43 ± 5	0,011	34 ± 4	90 ± 4	49 ± 9	142 ± 7
GA10.7 (keine Zugabe)	4,2 ± 1,5	30 ± 12	0,014	39 ± 2	95 ± 13	34 ± 15	137 ± 16

Tab. 4.16 Teil 3: Biologische Charakterisierung für Versuche mit Komposten und Biokohlekomposten denen Urin und Pferdemist und aktivierte Biokohle zugegeben wurde (Kompost = grün, Biokohlekompost = orange)

Parameter	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium-oxidation	Kresse Phytotoxische Gase	Kresse Pflanzen-verträglichkeit	Chinakohl Pflanzen-verträglichkeit
	n = 5 - 8	n = 3		n = 4	n = 3	n = 10	n = 3
Komposte/ BK-Komposte	a	b	c	d	e	f	g
[Einheit]	[mg O ₂ * kg ⁻¹ *h ⁻¹]	[mg/100g TS]	[-]	[ng/g TS/min]	[FS in %]	[Wurzellänge mm]	[FS in %]
GA10.5 (Urin)	4,5 ± 0,9	47 ± 3	0,01	31 ± 1	82 ± 12	53 ± 7	128 ± 6
GA10.7 (keine Zugabe)	4,2 ± 1,5	30 ± 12	0,014	39 ± 2	95 ± 13	34 ± 15	137 ± 16
GA10.3 (Mist + akt. BK)	4,4 ± 0,5	42 ± 2	0,01	33 ± 3	84 ± 5	49 ± 14	158 ± 9
GA10.7 (keine Zugabe)	4,2 ± 1,5	30 ± 12	0,014	39 ± 2	95 ± 13	34 ± 15	137 ± 16
GA10.2 (Urin + akt. BK)	4,4 ± 0,7	45 ± 2	0,01	33 ± 2	82 ± 8	44 ± 9	138 ± 28
GA10.7 (keine Zugabe)	4,2 ± 1,5	30 ± 12	0,014	39 ± 2	95 ± 13	34 ± 15	137 ± 16
GA10.1 (Urin + BK)	5,1 ± 0,5	49 ± 2	0,01	35 ± 2	93 ± 15	38 ± 12	152 ± 6
GA10.7 (keine Zugabe)	4,2 ± 1,5	30 ± 12	0,014	39 ± 2	95 ± 13	34 ± 15	137 ± 16
GA10.2 (Urin + akt. BK)	4,4 ± 0,7	45 ± 2	0,01	33 ± 2	82 ± 8	44 ± 9	138 ± 28
GA10.3 (Mist + akt. BK)	4,4 ± 0,5	42 ± 2	0,01	33 ± 3	84 ± 5	49 ± 14	158 ± 9

In Tab. 4.14 sind die wichtigsten Aussagen für die produzierten Komposte des GA10 – Ansatzes zusammengefasst.

Tab. 4.14: Wirkung der Zugabe verschiedener Materialien (Urin, Pferdemist, Biokohle, aktivierte Kohle auf ausgewählte biologische Parameter verschiedener Komposte

Komposte	Zugabe	Auswirkung mit Zugabe						
		a	b	c	d	e	f	g
BK-Komposte	Urin	↑	o	↑	↑	o	o	↑
Urinkomposte	BK	o	o	o	↑	o	o	↑
Mistkompost	aktivierte BK	o	o	↑	o	o	o	o
Kompost	BK	o	↑	↑	↓	o	o	o
Kompost	Mist	↑	↑	↑	o	o	o	o
Kompost	Urin	↑	↑	↑	↓	o	o	o
Kompost	Mist und aktivierte BK	↑	↑	↑	↓	o	o	o
Kompost	Urin und aktivierte BK	↑	↑	↑	↓	o	o	o
Kompost	Urin und BK	↑	↑	↑	↓	o	o	o

*Wirkung aktivierter Biokohle, ↑ Förderung, ↓ Hemmung, o keine Wirkung

Die Ergebnisse der zugehörigen Signifikanztests sind im Anhang A, Tab. 7.3 aufgeführt.

Basalatmung

Die Basalatmung des untersuchten Komposts erhöhte sich durch Zugabe von Mist, Urin, und aktivierter Biokohle sowie durch Zugabe von Kombinationen dieser Materialien. Auch die Zugabe von Urin zu einem Biokohlekompost erhöhte die Basalatmung. Keine Veränderung der Basalatmung wurde für die Zugabe von reiner Biokohle zu einem Kompost und einem Urinkompost beobachtet. Auch für den Mistkompost führte eine Zugabe von aktivierter Biokohle nicht zu einer höheren Basalatmung.

Mikrobielle Biomasse

Ein Kompost mit Mist, Urin, Mist + aktivierter Biokohle, Urin + aktivierter Kohle und Urin + Biokohle hat eine im Vergleich zu einem Kompost ohne Zugabe höhere mikrobielle Biomasse. Die Zugabe von Urin zu einem Biokohlekompost, die Zugabe von Biokohle zu einem Urinkompost und die Zugabe von aktivierter Biokohle zu einem Mistkompost führen nicht zu signifikanten Unterschieden zwischen den jeweiligen Komposten.

Metabolischer Quotient

Die metabolischen Quotienten liegen für alle Mieten des Großansatzes 10 zwischen: 0,009 und 0013 Der höchste Wert wird für den Kompost (Miete 7) erreicht. Den niedrigsten metabolischen Quotienten besitzt der Kompost mit Biokohle (Miete 4). Die Komposte mit Zugaben N-reicher Materialien erreichen 0,010 und 0,011. Der metabolische Quotient steigt für die Zugaben der untersuchten Materialien. Eine Ausnahme stellt die Zugabe von BK zu einem Urinkompost dar. Hier wird keine Veränderung des metabolischen Quotienten bestimmt.

Potentielle Ammoniumoxidation

Die Zugabe von Biokohle, Urin, Mist und aktivierter Kohle, Urin und aktivierter Kohle und Urin und Biokohle führt zu einer sinkenden Nitrifikation Die Zugabe von Mist zum Kompost führt zu keiner deutlichen Veränderung der Nitrifikationsaktivität. Wird einem Mistkompost aktivierte BK zugegeben

zeigen sich ebenfalls keine deutlichen Unterschiede zwischen Beiden. Aber sowohl die Zugabe von Urin zu einem BK-Kompost als auch die Zugabe von BK zu einem Urinkompost führt zu einer signifikanten Steigerung der Nitrifikation

Kressetest – phytotoxische Gase

Für den Kressetest zur Detektion phytotoxischer Gase wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Komposten ermittelt.

Kressetest - Pflanzenverträglichkeit

Auch der Kressetest zur Überprüfung der Pflanzenverträglichkeit zeigt keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Komposten auf.

Chinakohltest

Der Chinakohltest zeigt sowohl für die Zugabe von Urin zum Biokohlekompost, als auch für die Zugabe von Biokohle zum Urinkompost eine deutliche Steigerung der Frischmasse an.

Tab. 4.15: Wirkung der Zugabe verschiedener Materialien (Urin, Pferdemist, Biokohle, aktivierte Kohle) auf ausgewählte biologische Parameter eines Urinkomposts und eines Komposts mit aktivierter Biokohle

Komposte	Zugabe	Auswirkung mit Zugabe						
		a	b	c	d	e	f	g
Urinkomposte	Biokohle vs. aktivierte Biokohle	o	o	o	o	o	o	o
Kompost mit akt. BK	Urin vs. Mist	o	o	o	o	o	o	o

o keine signifikante Wirkung

Vergleicht man Urinkomposte denen Biokohle bzw. aktivierte Biokohle zugegeben wurde, zeigt sich kein deutlicher Unterschied zwischen beiden Varianten. Auch für die Zugabe von Urin oder Mist zu einem Kompost mit aktivierter Biokohle wurden keine signifikanten Unterschiede bei allen durchgeführten Tests bestimmt.

Versuch 2

Bei diesem Versuch wurde ein Biokohlekompost aus 85 % Kompost und 15 % Biokohle hergestellt. Dem Biokohlekompost wurde Urin in verschiedenen Stufen zugesetzt (0 ml, 30 ml 65 ml und 100 ml zugesetzt). In Tab. 4.16 und Abb. 4.23 sind die Ergebnisse der mikrobiologischen Tests zum Einfluss einer steigenden Urinmenge auf einen Biokohlekompost dargestellt.

Tab. 4.16: Biologische Charakterisierung für Versuche zum Einfluss einer steigenden Urinmenge auf einen Biokohlekompost

Parameter	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammoniumoxidation
Komposte/BK-Kompost	n = 5	n = 3		n = 4
	[mg O ₂ * kg ⁻¹ *h ⁻¹]	[mg/100g TS]	[-]	[ng/g TS/min]
UA-S85-U1	3,6 ± 0,6	33 ± 1	0,011	43 ± 4
UA-S85-U2	2,6 ± 0,4	28 ± 3	0,009	114 ± 8
UA-S85-U3	2,0 ± 0,6	25 ± 2	0,008	123 ± 5
UA-S85-U4	1,5 ± 0,2	19 ± 2	0,008	15 ± 0

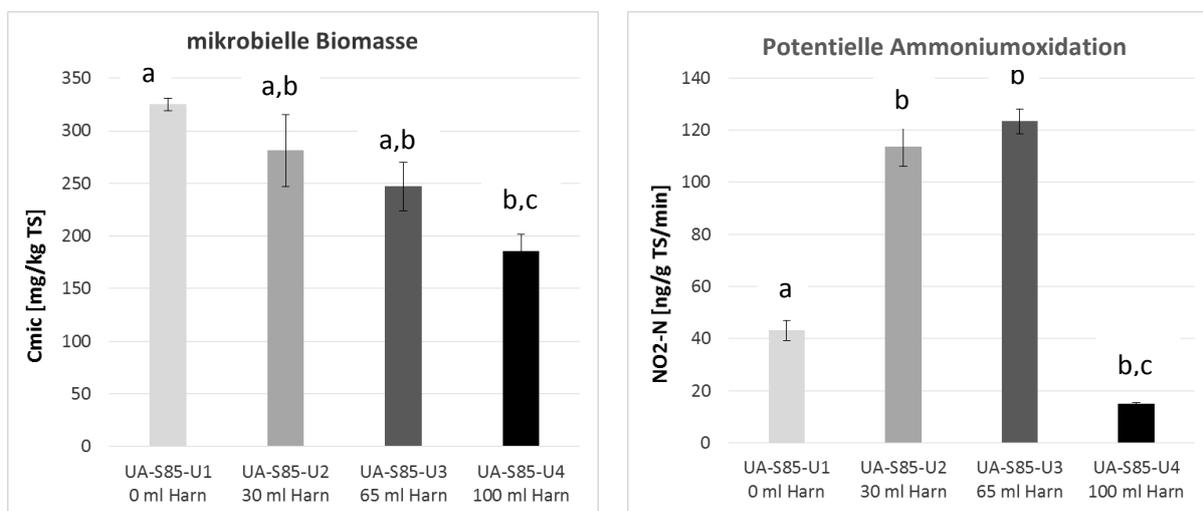


Abb. 4.23: Einfluss einer steigenden Urinzugabe auf die mikrobielle Biomasse und potentielle Ammoniumoxidation

Die Ergebnisse zeigen, dass die mikrobielle Biomasse mit einer steigenden Menge an Urin abnimmt. Bei der Nitrifikation ist für die Zugabe von 30 ml und 65 ml eine deutliche Steigerung der Aktivität zu beobachten. Diese sinkt aber bei Zugabe von 100 ml Harn unter den Wert des BK-Komposts ohne Zugabe.

Die Zugabe nährstoffreicher Materialien (Urin, Mist, aktivierte Biokohle) führt i.d.R nur für die mikrobiellen Parameter zu Veränderungen. Die mikrobielle Biomasse steigt im ersten Versuch, die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen sinkt. Des Weiteren reagieren die Nitrifizierer positiv auf eine Mischung von Urin und Biokohle im Kompost.

Der zweite durchgeführte Versuch bestätigt die Ergebnisse des ersten Versuchs für die nitrifizierenden Mikroorganismen, zeigt allerdings auch, dass es eine optimale Menge an Urin im Biokohlekompost gibt, danach kommt es zu einer Reduzierung der potentiellen Ammoniumoxidation. Für die mikrobielle Biomasse kommt es im zweiten Versuch zu einer Reduzierung mit steigender Urinzugabe.

4.1.4.4 Lagerungsversuche

Der Einfluss der Lagerung auf die biologische Qualität der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte ist in Tab. 4.17 dargestellt.

Tab. 4.17: Biologische Charakterisierung der Komposte/Biokohlekomposte für die Lagerungsversuche

Parameter Komposte/ BK-Komposte	Proben- nahme	Basalatmung		Mikrobielle Biomasse		Metabolischer Quotient		Potentielle Ammonium- oxidation		Kresse Phytotoxische Gase		Chinakohl Pflanzen- verträglichkeit	
		n = 5		n = 3		[-]		n = 4		n = 3		n = 3	
[Einheit]		[mg O ₂ * kg ⁻¹ *h ⁻¹]		[mg/100g TS]		[-]		[ng/g TS/min]		[FS in %]		[FS in %]	
GA2 IR 0%	Mrz. 12	8,5 ± 0,6	↓	65 ± 1	↓	0,013	↓	121 ± 12	↓	124 ± 16	↔	117 ± 20	↔
	Nov 12	6,2 ± 0,3		49 ± 2		0,013		22 ± 7		117 ± 5		118 ± 19	
	Mai 15	2,7 ± 0,8		26 ± 1		0,010		15 ± 1		n.b.		n.b.	
GA2 IR 15%	Mrz. 12	8,8 ± 0,7	↓	69 ± 3	↓	0,013	↓	96 ± 6	↓	117 ± 11	↔	86 ± 7	↔
	Nov 12	n.b.		n.b.				n.b.		124 ± 4		108 ± 19	
	Mai 15	3,0 ± 0,3		33 ± 1		0,009		17 ± 1		n.b.		n.b.	
GA2 F 0%	Mrz. 12	10,4 ± 0,6	↓	95 ± 3	↓	0,011	↓	178 ± 6	↓	115 ± 1	↔	130 ± 4	↓
	Nov 12	n.b.		n.b.				n.b.		117 ± 28		114 ± 7	
	Mai 15	1,9 ± 0,3		32 ± 2		0,006		20 ± 0		n.b.		n.b.	
GA2 F 15%	Merz 12	7,7 ± 0,6	↓	71 ± 2	↓	0,011	↓	147 ± 13	↓	111 ± 9	↔	90 ± 13	↔
	Nov 12	n.b.		n.b.				n.b.		112 ± 10		121 ± 20	
	Mai 15	2,2 ± 0,5		27 ± 1		0,008		16 ± 1		n.b.		n.b.	

n.b. = nicht bestimmt

Die Ergebnisse der Signifikanztests für die durchgeführten Tests zur Lagerung sind in Tab. 7.4 und Tab. 7.5 im Anhang A dargestellt.

Die Lagerung der Komposte und Biokohlekomposte führt zu einer Verringerung der mikrobiellen Aktivität. Nach 37 Monaten Lagerung zeigen die kompostierten Substrate (GA2 IR 0% und GA2 IR 15%) eine durchschnittliche Verringerung der mikrobiellen Biomasse von 38 mg/100g TS und die fermentierten Substrate (GA2 F 0% und GA2 F 15%) von 54 mg/100g TS. Für die potentielle Ammoniumoxidation weisen GA2 IR 0% und GA2 IR 15% eine durchschnittliche Verringerung von 93 ng/g TS/min auf und GA2 F 0% und GA2 F 15% von 145 ng/g TS/min.

Der Kresstest zur Detektion phytotoxischer Gase zeigt nach 8 Monaten Lagerung keine Veränderung der Kompostqualität an. Für den Chinakohltest mit dem die Pflanzenverträglichkeit untersucht wird, zeigt sich nach 8 Monaten Lagerungszeit keine Veränderung bei den Komposten und dem fermentierten Substrat mit BK (GA2 F 15%) aber eine Verringerung der prozentualen Pflanzen-Frischmasse für das fermentierte Substrat (GA2 F 0%). Allerdings werden mit $114 \pm 7 \%$ immer noch deutlich mehr als die von der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK, 2006) geforderten 90 % der Frischmasse der Kontrolle erreicht. So dass es auch hier zu keiner relevanten Qualitätsänderung während der Lagerung kommt.

Ein Vergleich der biokohlehaltigen Komposte mit den Komposten ohne Biokohle zeigt, dass bei den Komposten mit Biokohle die Reduzierung der mikrobiellen Biomasse nach 37 Monaten geringer ausfällt als bei den kohlefreien Materialien (GA2 IR 0% = 39 mg/100g TS, GA2 F0% = 63 mg/100g TS → 112 mg/100 g TS und GA2 IR 15% = 36 mg/100g TS, GA2 F 15% = 44 mg/100g TS → 80 mg/100g TS). Auch für die potentielle Ammoniumoxidation zeigen die kohlehaltigen Materialien eine geringere Reduzierung nach 37 Monaten Lagerung als die kohlefreien Materialien. (GA2 IR 0% = 106 ng/g TS/min, GA2 IR 15% = 79 ng/g TS/min → um 27 ng/g TS/min geringere Reduzierung; GA2 F 0% = 158 ng/g TS/min und GA2 F 15% = 131 ng/g TS/min → um 27 ng/g TS/min geringere Reduzierung).

In Tab. 4.18 sind die Ergebnisse der Lagerungsversuche für den Regenwurmfluchttest dargestellt.

Tab. 4.18: Ergebnisse der Lagerungsversuche für den Regenwurmfluchttest

Probennahme- datum	Wiederholung	1	2	3	4	5	MW	Stabw
	Probenbez.	Anzahl						
Mrz. 12	GA 2 IR 0 %	6	7	7	6	7	6,6	0,5
	GA 2 IR 15 %	4	3	3	4	3	3,4	0,5
Mai 15	GA 2 IR 0 %	10	10	9	10	10	9,8	0,4
	GA 2 IR 15 %	0	0	1	0	0	0,2	0,4
Sept 12	GA 3 IR 0 %	10	10	10	10	9	9,8	0,4
	GA 3 IR 15 %	0	0	0	0	1	0,2	0,4
Mai 15	GA 3 IR 0 %	0	1	2	5	2	2	1,9
	GA3 IR 15 %	6	9	5	4	3	5,8	1,9

Für den Regenwurmfluchttest zeigt sich im März 2012 dass sich die Mehrzahl der Würmer bevorzugt im Kompost (GA 2 IR 0 %) aufhält. Nach einer zweijährigen Lagerung der Komposte/Biokohlekomposte halten sich annähernd alle Würmer im Kompost auf. Für den GA3 Kompost zeigt sich nach der Lagerung, dass sich die Würmer bevorzugt im BK-Kompost aufhalten. Die Mortalität der Würmer, die bei allen durchgeführten Versuchen bei 0 % lag, war hier bei 26 %. Alle überlebenden Würmer

befanden sich in einem schlechten Zustand, wirken ausgedorrt und sonderten ein gelbes Sekret als Anzeichen von Stress ab. Offensichtlich versuchten die Würmer zu fliehen, da tote und überlebende Würmer oben auf dem Kompost lagen.

Einfluss der Lagerung auf die Qualität: Eine Lagerung der Komposte und Biokohlekomposte führt zu einer Verringerung der mikrobiellen Parameter. Diese Verringerung fällt für die Biokohlekomposte allerdings geringer aus als für die Komposte. Die angewendeten Pflanzentests zeigen i. d. R. keine Veränderung der Qualität der Komposte/Biokohlekomposte durch die Lagerung an. Für den Regenwurmfluchttest ergibt sich für einen Ansatz eindeutig eine Bevorzugung des Kompostes ohne Kohle, die durch die Lagerung der Materialien noch größer wird. Im GA3 Großansatz hatte die Lagerung für die Würmer gravierende negative Auswirkungen (Mortalität 26%).

4.1.4.5 Ansäuerungsversuche mit Schwefel

Um die Wirkung von Schwefel zur Herstellung von sauren Komposten hinsichtlich der Herstellung eines Torfersatzsubstrates zu testen, wurden Ansäuerungsversuche mit Schwefel durchgeführt, die Ergebnisse sind in Tab. 4.19 dargestellt.

Tab. 4.19: Biologische Charakterisierung für Versuche zum Vergleich zwischen angesäuerten und nicht angesäuerten Komposten und Biokohlekomposten

Parameter	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium-oxidation
Komposte/ BK-Komposte	n = 5	n = 3		n = 4
[Einheit]	[mg O ₂ * kg ⁻¹ *h ⁻¹]	[mg/100g TS]	[-]	[ng/g TS/min]
GA11.1 (ohne Biokohle, ohne Schwefel)	11,2 ± 1,2	137 ± 7	0,008	144 ± 7
GA11.2 (ohne Biokohle, mit 3 kg S/m ³)	7,5 ± 0,6	126 ± 5	0,006	5 ± 0
GA11.3 (mit 10 Vol.-% Biokohle, ohne Schwefel)	13,0 ± 1,0	136 ± 3	0,010	131 ± 7
GA11.4 (mit 10 Vol.-% Biokohle, mit 3 kg S/m ³)	7,2 ± 0,4	117 ± 2	0,006	2 ± 1
nicht angesäuert	12,1 ± 1,1	137 ± 5	0,009	138 ± 7
angesäuert	7,4 ± 0,5	122 ± 4	0,006	4 ± 0,5

Im Anhang A, Tab. 7.6 sind die Ergebnisse der Signifikanztests zu den Ansäuerungsversuchen dargestellt.

Die Zugabe von Schwefel zum Kompost/Biokohlekompost führt zu einer signifikanten Verringerung der mikrobiologischen Aktivität (mikrobielle Biomasse: 15 mg/100g TS, potentielle Ammoniumoxidation:

134 ng/g TS/ min). Die nitrifizierenden Mikroorganismen reagieren besonders empfindlich auf die Schwefelzugabe, da die Hemmung hier ca. 97 % beträgt.

Wurde dem Grünschnittkompost kein Schwefel zugegeben, zeigt sich keine Wirkung der Biokohle auf die mikrobielle Biomasse. Wurde dem Kompost Schwefel zugegeben weist die Variante mit Biokohle eine geringere mikrobielle Biomasse auf.

Die Nitrifikation ist bei der Variante ohne Schwefel für die BK-Kompost geringer. Für die Varianten mit Schwefel zeigt sich kein Einfluss der BK-Zugabe auf die potentielle Ammoniumoxidation.

Die Ursache für die starke Reduzierung der mikrobiellen Biomasse und Nitrifikation für die Schwefelvarianten ist das starke Absinken des pH-Werts.

Die Ansäuerung der Komposte mit Schwefel führt zu einer Verringerung der mikrobiologischen Aktivität, infolge des geringen pH-Werts.

4.1.4.6 Versuche zum Einfluss des Herstellungsverfahrens

Um den Einfluss des Herstellungsverfahrens auf die Kompostqualität zu ermitteln wurden folgende Großansätze hergestellt:

- GA 2 F 0% → Fermentation ohne Kohle
- GA 2 F 15% → Fermentation mit Kohle
- GA 2 IR 0% → Kompostierung ohne Kohle
- GA 2 IR 15% → Kompostierung ohne Kohle

Diese vier Großansätze wurden danach einer Wurmvererdung unterzogen, so dass sich zusätzlich folgende Proben bzw. Probenbezeichnungen ergeben:

- GA 2 F 0% → Fermentation ohne Kohle + Wurmvererdung
- GA 2 F 15% → Fermentation mit Kohle + Wurmvererdung
- GA 2 IR 0% → Kompostierung ohne Kohle + Wurmvererdung
- GA 2 IR 15% → Kompostierung ohne Kohle + Wurmvererdung

Es wurden folgende Vergleiche vorgenommen:

- Kompost & Biokohlekompost
- Kompostierung & Fermentation
- kompostierte Materialien bzw. fermentierte Materialien & kompostierte Materialien bzw. fermentierte Materialien + Wurmvererdung

In Tab. 4.20 sind die Ergebnisse der Biologischen Tests die zum Vergleich des Herstellungsverfahrens durchgeführt wurden zusammengefasst.

Tab. 4.20: Biologische Charakterisierung für die Versuche zum Einfluss der Biokohle auf die Substrate der verschiedenen Herstellungsverfahren

Parameter	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium-oxidation	Regenwurmfluchttest	Kresse Phytotoxische Gase	Kresse Pflanzenverträglichkeit	Chinakohl Pflanzenverträglichkeit
Komposte/ BK-Komposte	n = 5 - 8	n = 3		n = 4	n = 5	n = 3	n = 10	n = 3 - 8
[Einheit]	[mg O ₂ * kg ⁻¹ *h ⁻¹]	[mg/100g TS]	[-]	[ng/g TS/min]	[Vergleich mit AS Anzahl]	[FS in %]	[Wurzellänge mm]	[FS in %]
GA2 F 0%	10,4 ± 0,6	95 ± 3	0,011	178 ± 6	7 ± 1	115 ± 1	37 ± 7	130 ± 4
GA2 F 15%	7,7 ± 0,6	71 ± 2	0,011	147 ± 13	7 ± 2	111 ± 9	43 ± 4	90 ± 13
GA2 IR 0%	8,5 ± 0,6	65 ± 1	0,013	120 ± 12	7 ± 2	124 ± 16	37 ± 6	117 ± 20
GA2 IR 15%	8,8 ± 0,7	69 ± 3	0,013	96 ± 6	7 ± 2	117 ± 11	46 ± 6	86 ± 7
GA2 F 0% WV	5,1 ± 0,5	80 ± 2	0,006	60 ± 5	2 ± 1	123 ± 8	24 ± 3	100 ± 16
GA2 F 15% WV	5,5 ± 0,5	72 ± 2	0,008	90 ± 2	2 ± 1	117 ± 1	45 ± 1	104 ± 12
GA2 IR 0% WV	3,7 ± 0,4	56 ± 1	0,007	62 ± 3	5 ± 1	105 ± 0	33 ± 7	82 ± 13
GA2 IR 15% WV	4,4 ± 0,5	54 ± 0	0,008	38 ± 2	7 ± 1	112 ± 10	45 ± 5	110 ± 11
MW Kompostierung	6,3 ± 0,6	67 ± 2	0,01	108 ± 9	7	121 ± 14	42 ± 6	102 ± 14
MW Fermentation	7,2 ± 0,5	83 ± 3	0,009	163 ± 10	7	113 ± 5	40 ± 6	110 ± 9
MW keine WV	8,9 ± 0,6	75 ± 2	0,012	135 ± 9	7	117 ± 9	41 ± 6	106 ± 11
MW WV	4,7 ± 0,5	66 ± 2	0,007	63 ± 3	4	114 ± 5	37 ± 4	99 ± 13

V = Wurmvererdung, AS = Artifical Soil

Mikrobielle Parameter (mikrobielle Biomasse und potentielle Ammoniumoxidation)

Vergleicht man die Fermentation mit der Kompostierung wird deutlich, dass die mikrobiologische Biomasse und die potentielle Ammoniumoxidation bei der Fermentation signifikant höher sind als für die Kompostierung (mikrobielle Biomasse: um 16 mg/100g TS und Potentielle Ammoniumoxidation: um 55 ng/g TS/min). Die Basalatmung zeigt keinen Unterschied zwischen beiden Varianten, der metabolische Quotient ist für die Fermentation etwas niedriger als für die Kompostierung (Abb. 4.24). Werden die wurmvererderten Substrate (GA2 F 0% WV, GA2 F 15% WV, GA2 IR 0% WV, GA2 IR 15% WV) mit den nicht wurmvererderten Substraten (GA2 F 0%, GA2 F 15% GA2 IR 0%, GA2 IR 15%) verglichen zeigt sich, dass die mikrobielle Biomasse und die potentielle Ammoniumoxidation für die Substrate ohne WV deutlich höher ist. Für die Basalatmung zeigen die Substrate ohne Wurmvererdung deutlich höhere Werte.

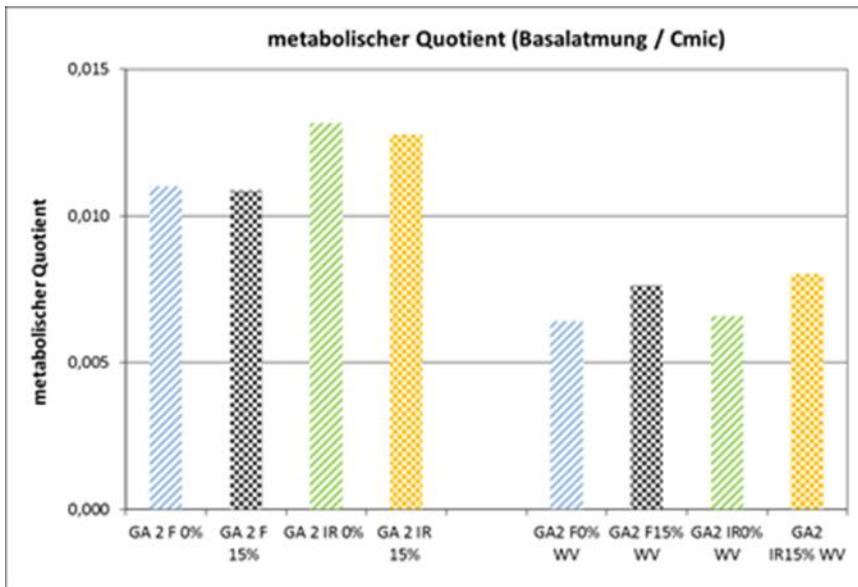


Abb. 4.24: metabolischer Quotient – Vergleich der Herstellungsverfahren (Fermentation vs. Kompostierung: sign., keine Wurmvererdung vs. Wurmvererdung: sign.)

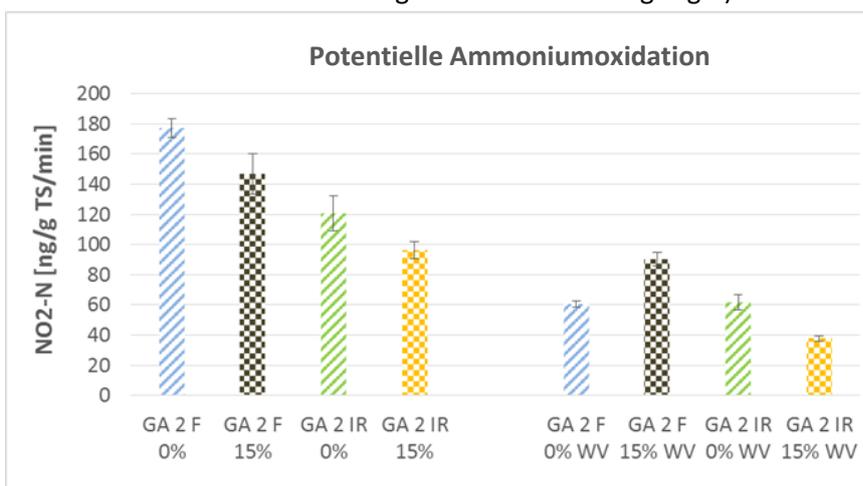


Abb. 4.25: Potentielle Ammoniumoxidation – Vergleich der Herstellungsverfahren (Fermentation vs. Kompostierung: sign., keine Wurmvererdung vs. Wurmvererdung: sign.)

Der metabolische Quotient (Abb. 4.24) errechnet sich aus der Division der Basalatmung (Atmung ohne Substratzugabe) und der mikrobiellen Biomasse. Es zeigt sich deutlich, dass bei den Materialien ohne Wurmvererdung die fermentierten Materialien einen geringeren metabolischen Quotienten aufweisen, als die kompostierten Materialien. Für die wurmvererdeten Materialien zeigt sich dieses Resultat nicht.

Der Vergleich der fermentierten und kompostierten Materialien mit den fermentierten und kompostierten Substrate mit anschließender Wurmvererdung zeigt einen deutlich niedrigeren metabolischen Quotienten für die wurmvererdeten Materialien.

Regenwurmfluchttest

Werden die wurmvererdeten Materialien mit den nicht wurmvererdeten Materialien verglichen zeigt sich, dass die Anzahl der Kompostwürmer für die Varianten ohne Wurmvererdung deutlich höher ist (Abb. 4.26).

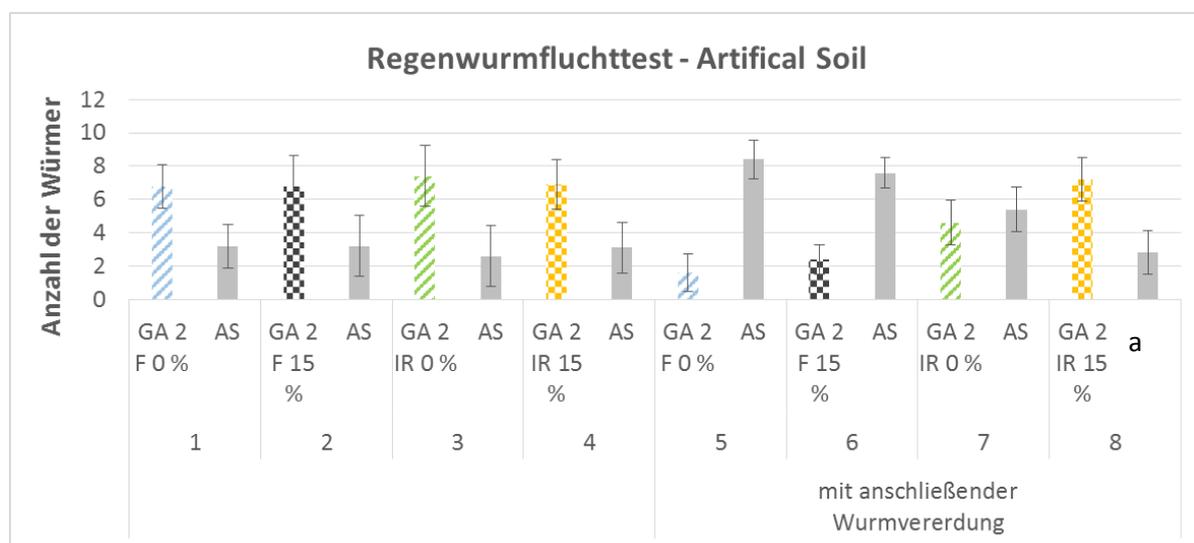


Abb. 4.26: Regenwurmfluchttest, Gegenüberstellung mit Artificial Soil – Vergleich der Herstellungsverfahren (Fermentation vs. Kompostierung: nicht sign., keine Wurmvererdung vs. Wurmvererdung: sign.).

Signifikanz zum Artificial Soil (AS):

- F0 – AS nicht sign.
- F15 – AS nicht sign.
- IR0 – AS sign.
- IR15 – AS nicht sign.
- F0 + WV – AS sign.
- F15 + WV – AS sign.
- IR0 + WV – AS nicht sign.
- IR15 + WV – AS sign.

Bei einer direkten Gegenüberstellung der fermentierten und kompostierten Substrate wird deutlich, dass die Substrate ohne Biokohle bevorzugt werden, siehe Ansatz 1 und 2 (Abb. 4.27). Ein deutlicher Unterschied zwischen fermentierten und kompostierten Materialien ist bei einer direkten Gegenüberstellung nicht zu erkennen, siehe Ansatz 3 und 4 (Abb. 4.27).

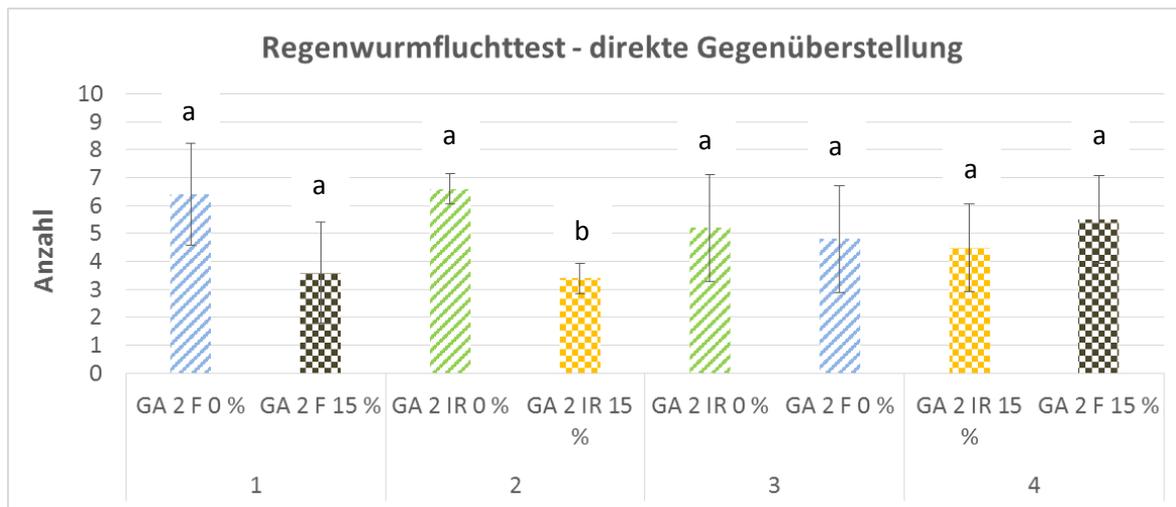


Abb. 4.27: Regenwurmfluchttest, direkte Gegenüberstellung – Vergleich der Herstellungsverfahren

Pflanzentests

Die Tests ergeben keine signifikanten Unterschiede zwischen den kompostierten und fermentierten Varianten. Des Weiteren wurde kein deutlicher Unterschied zwischen den wurmvererdeten und den nicht wurmvererdeten Materialien festgestellt. Die Qualitätskriterien der BGK e.V. für den Chinakohltest (90 % des Vergleichssubstrats) und für den Kresstest zur Detektion phytotoxischer Gase (80 % des Vergleichssubstrats) werden eingehalten.

Einfluss der Biokohle auf die Herstellungsverfahren:

Tab. 4.21: Einfluss der Biokohle auf die Herstellungsverfahren Kompostierung, Fermentation und Kompostierung + Wurmvererdung, Fermentation + Wurmvererdung

Einfluss der Biokohle auf:	BA	C _{mic}	met. Q	NO ₂ -N	RWFT	Kresse Phytotox.	Kresse Pflanze	Chinakohl Pflanze
Fermentiertes Material	↓	↓	↔	↓	↔	↔	↔	↓
Kompost	↔	↔	↔	↓	↔	↔	↔	↓
Fermentiertes Material + WV	↔	↓	↑	↑	↔	↔	↑	↔
Kompost + WV	↑	↓	↑	↓	↑	↔	↑	↑

BA = Basalatmung, C_{mic} = mikrobielle Biomasse, NO₂-N = potentielle Ammoniumoxidation, RWFT = Regenwurmfluchttest

Die Zugabe von Biokohle führt für das fermentierte Material zu einer Verringerung der Basalatmung, mikrobiellen Biomasse und potentiellen Ammoniumoxidation. Die Regenwürmer und die Wurzellänge der Kresse zeigen keinen Einfluss der Biokohle. Die Frischmasse des Chinakohls ist mit der Biokohlezugabe geringer als bei dem Substrat ohne Kohle.

Beim Kompost führt die Biokohle zu keinen deutlichen Veränderungen der Basalatmung und der mikrobiellen Biomasse. Die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen ist bei Biokohlezugabe geringer. Die Frischmasse des Chinakohls ist auch bei diesem Herstellungsverfahren mit der Biokohlezugabe geringer als bei dem Kompost ohne Kohle.

Das fermentierte Material mit zusätzlicher Wurmvererdung hat eine unveränderte Basalatmung, aber eine geringere mikrobielle Biomasse bei Biokohlezugabe, so dass der metabolische Quotient hier erhöht ist. Auch die potentielle Ammoniumoxidation zeigt bei der Biokohlevariante deutlich höhere Werte. Bei den anderen Tests reagiert nur die Kresse auf die Biokohlezugabe. Ihre Wurzellänge ist deutlich höher als bei der biokohlefreien Variante.

Der Kompost mit Wurmvererdung hat mit Biokohle eine höhere Basalatmung und eine geringere mikrobielle Biomasse, wodurch der metabolische Quotient auch bei dieser Wurmvererdungsvariante erhöht ist. Die potentielle Ammoniumoxidation ist bei der Biokohlezugabe geringer. Auffällig ist das Verhalten der Kompostwürmer, diese halten sich bevorzugt in der Biokohlevariante auf (bei anderen Tests waren sie vermehrt im Kompost zu finden). Bei den Tests zur Pflanzenverträglichkeit des Komposts + WV zeigen sich für die Biokohlevariante längere Wurzeln bei der Kresse und eine höhere Biomasse beim Chinakohl.

Die mikrobiellen Parameter sind in den fermentierten Substraten signifikant höher als in den Kompostvarianten. Die zusätzliche Wurmerdung führt zu einer niedrigeren mikrobiellen Biomasse und potentiellen Ammoniumoxidation. Die Würmer bevorzugen die Varianten ohne Wurmvererdung. Die Pflanzentests und der Kresstest zur Detektion phytotoxischer Gase zeigen keine Unterschiede zwischen den Herstellungsvarianten an. Die Biokohle führt in den unterschiedlichen Herstellungsvarianten zu differenzierten Ergebnissen.

4.1.4.7 Versuche zum Vergleich der produzierten Komposte und Biokohlekomposte mit den Komposten und Biokohlekomposten externer Produzenten

Zwei im Handel erhältliche Komposte (z.K. und s.K.) wurden hinsichtlich ihrer biologischen Eigenschaften charakterisiert. Des Weiteren wurden zwei Biokohlekomposte externer Hersteller mit den im Projekt hergestellten Biokohlekomposten verglichen. Diese externen Komposte und Biokohlekomposte dienen als Referenzmaterialien für die Bewertung der eigenen Ergebnisse und zur Ableitung von Wertespannen. Die Ergebnisse sind in nachstehender Tabelle dargestellt.

Tab. 4.22 stellt die Ergebnisse der biologischen Charakterisierung für die Komposte und Biokohlekomposte externer Produzenten dar.

Tab. 4.22: Biologische Charakterisierung der Komposte und Biokohlekomposte externer Produzenten

Parameter Komposte/ BK-Komposte	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolische r Quotient	Potentielle Ammonium- oxidation	Regenwurm- fluchttest	Kresse Phytooxische Gase	Kresse Pflanzen- verträglichkeit	Chinakohl Pflanzen- verträglichkeit
[Einheit]	[mg O ₂ * kg- 1*h-1]	[mg/100g TS]	[-]	[ng/g TS/min]	[Vergleich mit AS Anzahl]	[FS in %]	[Wurzellänge in mm]	[FS in %]
z.K.	7,7 ± 1,0	77 ± 1	0,01	66 ± 2	9 ± 1	120 ± 10	30 ± 1	82,27
s.K.	12,7 ± 1,1	102 ± 5	0,012	95 ± 4	9 ± 1	128 ± 10	n.b.	n.b.
MW-Komposte	10,2 ± 1,1	90 ± 3	0,011	81 ± 3	9 ± 1	124 ± 10	30 ± 1	82 ± 10
BKS 15	8,8 ± 0,8	86 ± 8	0,01	64 ± 2	7 ± 1	119 ± 12	45 ± 1	89 ± 14
BKS 30	14,2 ± 0,5	137 ± 5	0,01	114 ± 5	6 ± 1	106 ± 10	48 ± 3	92 ± 10
MW-BKK	11,5 ± 0,7	112 ± 7	0,01	90 ± 4	7 ± 1	113 ± 11	47 ± 2	91 ± 12

Werden die externen Komposte und Biokohlekomposte miteinander verglichen, zeigt sich, dass die Biokohlekomposte eine höhere mikrobielle Biomasse, eine höhere Nitrifikationsaktivität und eine höhere Wurzellänge beim Kresstest erreichen.

4.1.5 Zusammenfassung, Diskussion und Bewertung der Qualität von Biokohlekomposten

4.1.5.1 Diskussion zum Einfluss der Biokohle auf die chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Kompostparameter

In allen Versuchen führte die Biokohle-Zugabe zu einer deutlichen Erhöhung des Kohlenstoffgehalts und des C/N-Verhältnisses sowie zu einer Verringerung der Rohdichte. Für die ermittelten löslichen Nährstoffe wurden je nach den Ausgangswerten der Biokohle und des Komposte verschiedene Effekte ermittelt.

In Wu, et al. (2017) sind die in der Literatur zu findenden Ergebnisse zum Einfluss der Biokohle auf die Kompostierung zusammenfassend dargestellt. Es zeigt sich, dass die Biokohle nicht nur den chemisch-physikalischen Prozess und die mikrobielle Zusammensetzung während der Kompostierung beeinflusst (Jindo, et al., 2012a), (Steiner, et al., 2011), (Wei, et al., 2014) sondern, dass sie zugleich einen Einfluss auf die Zusammensetzung und Qualität des Endprodukts hat (Dias, et al., 2010), (Terytze, et al., 2015).

Die Zugabe von 10 – 15 % Biokohle zum Kompost verringert die Rohdichte des fertigen Komposts um 67 g/l bzw. 7,8 %. Durch ihre eigene geringe Dichte wird auch die Feuchtrohdichte des Komposts reduziert. Mit steigenden Zugabemengen an Biokohle sinkt deshalb auch die Kompostrohddichte. Die Verringerung der Rohdichte führt zu einer besseren Sauerstoffversorgung sowohl während der Kompostierung als auch im Endprodukt (Jindo, et al., 2012a), (Steiner, et al., 2011), (Zhang, et al., 2014). Während der Kompostierung können somit anaerobe Bereiche in der Kompostmiete reduziert werden, wodurch das Entstehen von Treibhausgasen wie Methan aus den Kompostmieten verringert wird (Reinhold, 2013), (Terytze, et al., 2015). Auch in Zhang, et al. (2014) wird berichtet, dass die Anwesenheit von Biokohle während des Kompostierprozesses eines Schlamms zu einem steigenden Sauerstoffbedarf (21 % – 37 %) am ersten Tag führte. Als Grund wurde die Erhöhung der Nanopositivität und der Oberfläche durch die Biokohle angegeben.

Der Kohlenstoffgehalt des Komposts wird durch eine Biokohlezugabe von 10 – 15 % um 89,5 % gesteigert. Auch die organische Substanz verzeichnete einen Zuwachs von 52,4 %. Eine steigende Biokohlezugabe führte zu einem steigenden C-Gehalt und einer steigenden organischen Substanz. Die Biokohle führte auch in anderen Studien zu einem Anstieg des organischen Materials und des Gesamtkohlenstoffs im Kompost, z.B. (Jindo, et al., 2012b), (Chowdhury, et al., 2014). Jindo, et al. (2012b) gaben einem Kompost (Hühnermist, Apfeltrester, Reishülsen, Eichenrinde) 2 Vol.-% Biokohle (*Quecus serrata*) zu, sie erreichten im reifen Kompost damit einen C-Anstieg von 12 %.

Besonders sind in dieser Arbeit die positiven Effekte der Biokohle auf den Kohlenstoffgehalt während der Kompostlagerung hervorzuheben, da die Biokohlezugabe zu geringeren Kohlenstoffverlusten während der Lagerung der Komposte führte. Dieses liegt zum einen daran, dass die Biokohle selbst

sehr abbaubeständig ist, aber zum anderen auch daran, dass Biokohle labile organische Bestandteile anlagern kann (Steiner, et al., 2011), (Dias, et al., 2010) und so möglicherweise Kohlenstoffverluste während der Lagerung verringert werden. Jindo, et al. (2012b) beschreiben, dass sie im Biokohlekompost 30 % weniger wasserlöslichen Kohlenstoff gemessen haben, was sie auch darauf zurückführen, dass die Biokohle labile Bestandteile sorbiert. Sie wiesen des Weiteren nach, dass schon 2 % Biokohle in einem Geflügelmist die Abbaubeständigkeit des humifizierten organischen Materials erhöht.

Das C/N Verhältnis der Komposte wird durch eine 10 – 15 %-ige Biokohlezugabe von 15,8 auf einen Wert von 26,6 angehoben. Eine zunehmende BK-Gabe erhöhte das C/N Verhältnis des Biokohlekomposts weiter. Die meisten Studien fanden heraus das Biokohle das C/N-Verhältnis erhöht. Der Grund ist der schwer abbaubare Kohlenstoff der Biokohle (Wang, et al., 2013), (Wei, et al., 2014), (Jindo, et al., 2012a), (Chowdhury, et al., 2014), (Jindo, et al., 2012b), (Zhang, et al., 2014). Es gibt allerdings auch Studien, die keine deutliche Erhöhung des C/N-Verhältnisses nachweisen konnten (Khan, et al., 2014), (Malinska, et al., 2014). In Solomon (2006) ist beschrieben welche Auswirkungen das C/N-Verhältnis eines Komposts/Biokohlekomposts im Boden hat. Bei einem zu geringen C/N Verhältnis, ist ein Stickstoffüberschuss vorhanden. Der Stickstoff ist für die Pflanzen leicht verfügbar, sie wachsen gut, aber es wird gleichzeitig Humus im Boden abgebaut. Bei einem zu hohen C/N Verhältnis, vermehren sich kohlenstoffzehrende Mikroorganismen. Diese binden auch den verfügbaren Stickstoff. Für die Pflanzen entsteht ein Stickstoffmangel, sie wachsen langsamer, dafür wird Bodenumus aufgebaut. Um den neutralen Bereich von 12/1 oder 15/1 stellt sich ein Gleichgewicht ein. Die Humusmenge bleibt etwa konstant, die Pflanzen werden gut versorgt. Ein Kompost mit einem weitem C/N-Verhältnis kann also temporär als "Anti-Dünger" wirken. Im Gegenzug erreicht man einen Humusaufbau (<https://forum.garten-pur.de>, 2019). Biokohlekomposte können also zunächst zu einem N-Mangel im Boden führen, dieses ist bei ihrer Anwendung zu beachten. Ein N-Mangel aufgrund einer Immobilisierung wurde auch in anderen Studien zur Wirkung von Biokohle ermittelt. Bei Nelissen, et al. (2012) wurde aufgrund des weiten C/N-Verhältnisses der angewendeten Pyrolysekohle ein großer Teil des NH_4 , welches aus einer gesteigerten Brutto-N-Mineralisierung stammt, immobilisiert. Besonders Pyrolysekohlen die bei niedrigen Temperaturen hergestellt wurden zeigen diesen Effekt (DeLuca, et al., 2009). Auch bei Novak, et al. (2010) wurde zunächst eine Stickstoffimmobilisierung durch die Zugabe von organischer Substanz zu einem Boden mit vorhergehender Biokohleapplikation ermittelt.

Aus diesem Grund sollte bei einer Anwendung von Biokohlen im Pflanzenbau eine angepasste N-Düngung erfolgen (Haubold-Rosar, et al., 2016). Positive Effekte einer zusätzlichen N-Düngung wurden in diversen wissenschaftlichen Arbeiten nachgewiesen (van Zwieten, et al., 2010 b), (Steiner, et al., 2007), (Asai, et al., 2009), (Terytze, et al., 2015).

Grundsätzlich ist zu beachten, dass einige der Parameter, die zur Überprüfung der Kompostqualität / Kompoststabilität verwendet werden, für Biokohlekomposte nur begrenzt angewendet werden können. Dazu gehört auch das C/N-Verhältnis, da die Biokohle während des Kompostierprozesses nicht so stark abgebaut wird wie das restliche organische Material, so das ein hohes C/N-Verhältnis auch noch nach Abschluss der Kompostierung besteht (<https://biochar-international.org>, 2019).

Für die Zugabe von 10 bzw. 15% Biokohle wurde für die ermittelten löslichen Nährstoffe nur beim Phosphor eine signifikante Veränderung ermittelt. Der Gehalt an löslichem Phosphor reduzierte sich um 34 %. Diese Reduzierung lässt sich zum Teil durch geringere Phosphorgehalte der Biokohle erklären, aber auch durch eine Adsorption des Phosphors an der Biokohleoberfläche. Auch bei Beck, et

al. (2011), Laird, et al. (2010) und Lehmann (2002) wurde eine deutliche P-Adsorption an Biokohlen festgestellt. Bridle, et al. (2004) und Downie, et al. (2007) sehen die Ursache der Bindung von Phosphor in der Fällung von Calcium-Phosphaten an den Oberflächen von Biokohlen mit hohen pH-Werten. Bei Lehmann, et al. (2003) und Topoliantz, et al. (2005 b) wird beschrieben, dass es bei einer Anhebung des pH-Wertes über 6,2 zu einer stärkeren Bildung von Calcium-Phosphaten und einer Reduzierung der P-Verfügbarkeit kommen kann. In den Arbeiten von Major, et al. (2012) und Novak, et al. (2009) wurde eine verringerte P-Auswaschung bei der Anwendung von Biokohle beobachtet. Allerdings scheint die Phosphatspeicherung in verschiedenen Biokohlen unterschiedlich stark ausgeprägt zu sein (Yao, et al., 2012). Da die Kationenaustauschkapazität durch die Oxidation der Biokohleoberflächen im Laufe der Zeit steigt, geht die Phosphatsorption mit BK-Alterung zurück (Cheng, et al., 2008).

Die Gehalte an löslichem Kalium und Magnesium wurden durch die Zugabe einer Biokohlemenge zwischen 10 und 15 % kaum beeinflusst.

In den Versuchen zur Wirkung einer steigenden Biokohlemenge auf die löslichen Nährstoffe zeigt sich, dass die Ausgangswerte der Biokohle sowie des Komposts einen entscheidenden Einfluss auf das Ergebnis haben. Der Gehalt an löslichem Kalium wurde durch die in der Biokohle enthaltene K-Menge im Kompost erhöht. Andersherum zeigte sich beim löslichen Magnesium und löslichen Phosphor im ersten Versuch das hier geringe Werte in der Biokohle die höheren Ausgangswerte im Kompost reduzieren.

Gerade frische, wenig oxidierte Biokohlen haben abhängig von ihren Ausgangsstoffen und Herstellungsbedingungen hohe Gehalte an Nährstoffen, wie Calcium, Magnesium und Kalium. Beispielsweise stellten Major, et al. (2012) nach dem Einsatz von Biokohle eine erhöhte Calcium-, Magnesium- und Kalium-Auswaschung fest. Auf der anderen Seite werden durch die große Biokohleoberfläche (verstärkt durch die Zunahme der Kationenaustauschkapazität mit Alterung/Oxidation der Biokohle) Nährstoffe wie Kalium, Magnesium, Natrium, Calcium an der Biokohle adsorbiert. In diversen Arbeiten wurde eine Anreicherung löslicher Nährstoffe an der Biokohle beschrieben z.B. (Glaser, et al., 2013), (Zhang, et al., 2014), Hua et al 2009), (Liang, et al., 2006), (Steiner, et al., 2007). Glaser, et al. (2013) verglichen kompostierte und nicht-kompostierte Biokohle miteinander und stellten fest, dass auf der kompostierten BK v.a. Nitrat, gelöster organischer Kohlenstoff, Phosphor, Kalium und Calcium angereichert waren. Des Weiteren weisen die Autoren darauf hin, dass große Teile der an der BK gebundenen Nährstoffe nicht mit Hilfe herkömmlicher Extraktionsverfahren erfasst werden können. Auch für die Versuche zum Herstellungsverfahren wurden für die Biokohlekomposte geringere Gehalte an löslichen Nährstoffen (K, Mg, P) ermittelt als in den Komposten, welches möglicherweise auf Sorptionsprozesse zurückzuführen ist.

WHK_{max}

Die Wasserhaltekapazität wurde durch die Biokohlezugabe i. d. R nicht verändert. Vermutlich zeigen die in dieser Arbeit untersuchten Komposte schon aufgrund des in fast allen Kompostansätzen verwendeten Tonmehls gute Werte für die WHK_{max}, so dass ein Effekt der Biokohle nicht mehr nachweisbar war. Tonmehl ist ein Nährstofflieferant der gleichzeitig sehr gut Wasser speichern kann und in der Kompostierung regelmäßig als Hilfsstoff eingesetzt wird. Bei Zhang, et al. (2014 b) wurde im Gegensatz zu den eigenen Ergebnissen berichtet, dass die Zugabe von Biokohle zu einem Grünschnittkompost die Wasserhaltekapazität des Komposts optimierte. Auch in den meisten Untersuchungen zum Einfluss von Biokohle auf die Wasserhaltekapazität von Böden wird eine

Erhöhung der WHK_{max} nachgewiesen, z. B. (Basso, et al., 2013), (Laird, et al., 2010), (Karhu, et al., 2011), (Novak, et al., 2012), (Yu, et al., 2013).

Der pH-Wert zeigt bei einer Zugabe von 10 - 15 % kein deutliches Ergebnis. Im Versuch zu steigenden BK-Mengen wurde allerdings für beide Biokohlen eine pH-Erhöhung bestimmt. Die Biokohlen hatten mit pH-Werten von 8,7 (reine BK) bzw. 7,8 (aktivierte BK) einen höheren Ausgangswert als der verwendete Kompost.

Die verschiedenen Versuche zeigen, dass die Wirkung der Biokohle im Kompost abhängig von den Ausgangswerten des Komposts und den Eigenschaften ist, welche die Biokohle mitbringt, so dass es für verschiedene Komposte und verschiedene Biokohlen zu anderen Ergebnissen kommen kann. In Böden wurden beispielsweise häufig positive Effekte in ertragsschwachen, sandigen und trockenen Böden beobachtet während in „guten“ Böden keine Wirkung durch die Biokohle erzielt wurde (Trupiano, et al., 2017), (Schulz, et al., 2012). Es zeigt sich auch, dass die Menge der zugebenen Biokohle und andere Zugaben (Urin, Pferdemist etc.) die chemisch-physikalische Qualität des Endprodukts beeinflussen.

4.1.5.2 Bewertung der Kompost-/Biokohlekompostqualität anhand ausgewählter chemisch-physikalischen Kennwerte

Zur Bewertung der Kompostqualität werden die Ergebnisse für jeden durchgeführten Versuch mit den häufigen Wertebereichen für Komposte der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. und dem Intervall für $\frac{3}{4}$ aller Proben der LAGA-M10 verglichen. Es wird gezeigt welche Wertespanspannen eventuell aufgrund der Biokohle nicht eingehalten werden können und ob das als negativ zu bewerten ist oder nicht. In den nachfolgenden Abbildungen sind die Ergebnisse zur Bewertung nach den erhobenen chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Parametern in Säulen-Diagrammen dargestellt. Die hellblauen Säulen markieren die Komposte/Biokohlekomposte, welche die Wertespanspannen der LAGA-M10 und der BGK e.V. einhalten, die dunkelblauen Säulen diejenigen Ansätze die nicht in diesen Bereichen liegen. Die rote Markierung stellt dabei die Wertespanne der BGK e.V. dar, die grüne Markierung den Wertebereich der LAGA-M10. Zusätzlich ist noch eine grüne und eine orange Linie eingefügt, diese bilden die Mittelwerte der im Projekt untersuchten Vergleichskomposte (grün) und Vergleichsbiokohlekomposte (orange) ab.

Da die Bewertungskriterien der BGK und der LAGA-M10 für die löslichen Nährstoffe die Einheit mg/l verwenden, wurden die in Kapitel 4.1.2 dargestellten Ergebnisse (Einheit mg/kg) mit Hilfe der Rohdichte umgerechnet.

pH-Wert

Für den pH-Wert gibt die Bundesgütegemeinschaft einen häufigen Wertebereich von 6,9 – 8,3 an. Die LAGA-M10 einen Bereich von 7,0 - 8,3. Für die Vergleichskomposte wurde ein Mittelwert von 7,4 und für die Vergleichsbiokohlekomposte ein Mittelwert von 7,6 ermittelt.

In Abb. 4.28 werden die Ergebnisse der pH-Werte der Komposte und Biokohlekomposte mit den genannten Wertebereichen und Mittelwerten verglichen.

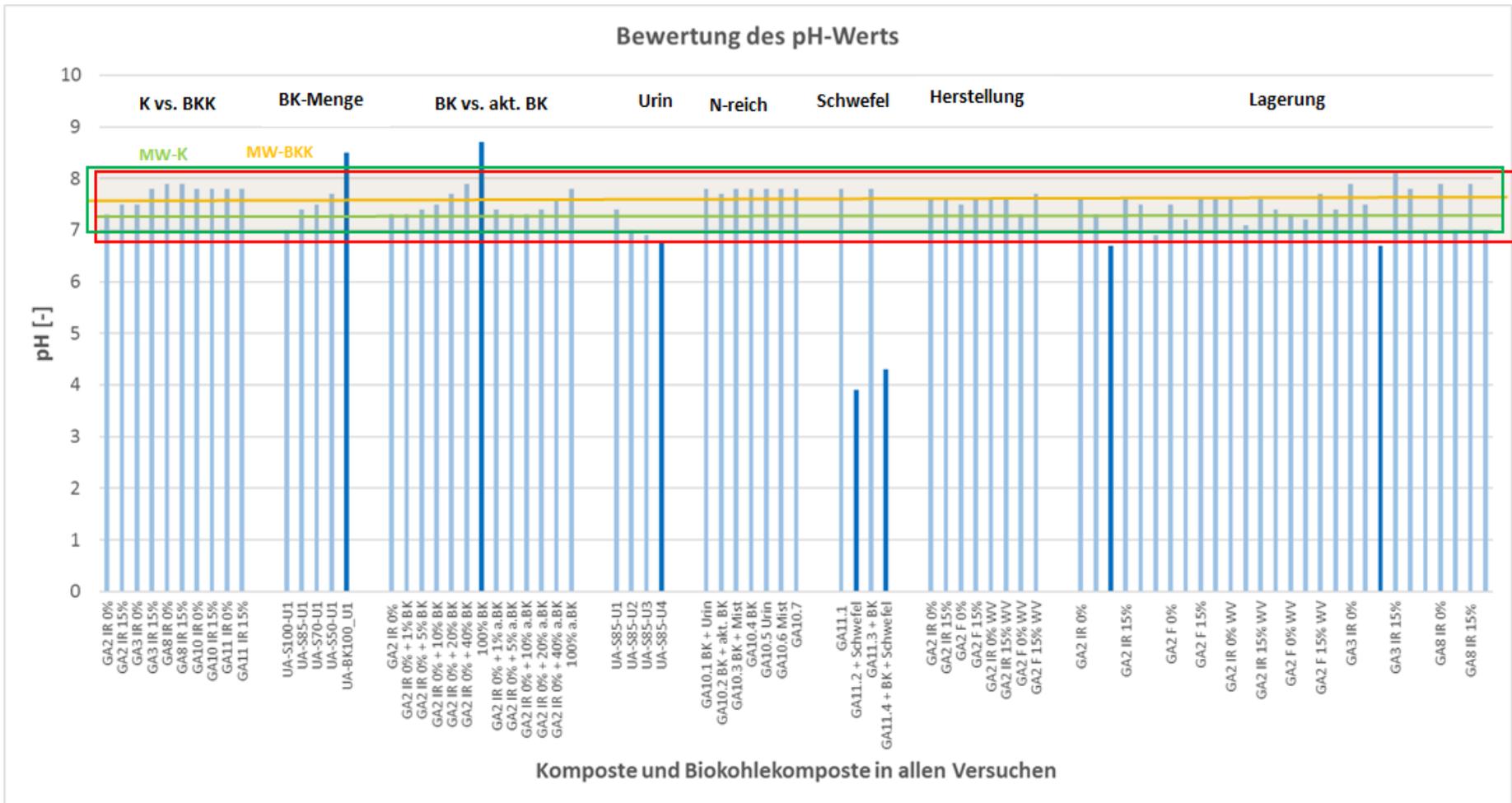


Abb. 4.28: pH-Werte der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte sowie zu den gängigen Wertespannen für Komposte der BGK e.V. und der LAGA-M10

In der Regel liegen die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte der verschiedenen Varianten innerhalb der Wertespanssen der BGK e.V. und der LAGA-M10. Ausnahmen stellen GA11.2 und GA11.4 dar. Diesen Ansätzen wurde Schwefel zugegeben, so dass sie mit pH-Werten von 3,9 und 4,3 weit unter den Wertespanssen liegen. Ebenfalls liegen die Komposte GA2 IR 0% und GA3 IR 0 % der Lagerungsversuche unter den Wertespanssen der BGK und der LAGA-M10. Hier zeigt sich, dass die Biokohlezugabe auf die Lagerung hinsichtlich dieses Parameters einen positiven Einfluss hat, da die Biokohlekomposte GA2 IR 15% und GA3 IR 15% auch bei gesunkenen pH-Werten weiterhin in den vorgegebenen Wertebereichen liegen. Auch die reinen Biokohlen UA-BK100_U1 und 100% BK liegen mit pH-Werten von 8,5 und 8,7 über den Wertebereichen der BGK und der LAGA-M10. Die Referenzkomposte und Referenzbiokohlekomposte halten die Wertebereiche der BGK und der LAGA-M10 ein. Die Referenzbiokohlekomposte zeigen mit 7,6 nur geringfügig höhere pH-Werte als die Referenzkomposte mit 7,4.

Salzgehalt

Der häufige Wertebereich für den Salzgehalt liegt nach BGK zwischen 1,9 – 8,0 g/l FS. Die LAGA-M10 gibt einen Bereich zwischen 2,0 - 8,0 g/l FS an. Für die Referenzkomposte wurde ein Mittelwert von 1,5 g/l FS und für die Referenzbiokohlekomposte ein Mittelwert von 2,7 g/l FS ermittelt.

Die Abb. 4.29 stellt die Ergebnisse zum Salzgehalt für alle durchgeführten Versuche dar. Dabei werden die Ergebnisse der Komposte und Biokohlekomposte mit den genannten Wertebereichen der BGK e.V. und der LAGA-M10 sowie mit den Mittelwerten der Referenzmaterialien verglichen.

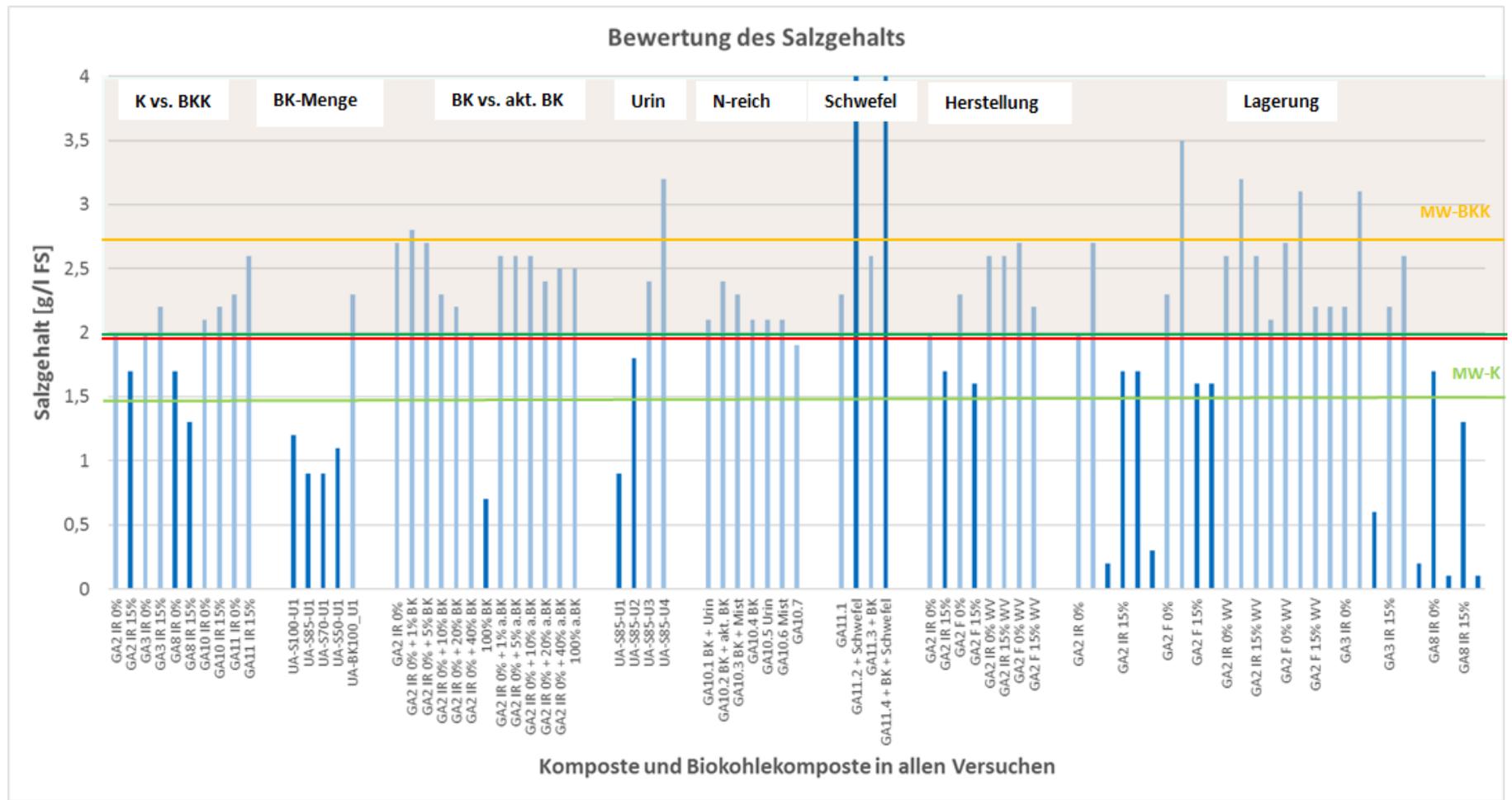


Abb. 4.29: Salzgehalte der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte sowie zu den gängigen Wertespannen für Komposte der BGK e.V. und der LAGA-M10

Zwei der untersuchten Komposte/Biokohlekomposte liegen oberhalb der Spannen der BGK und der LAGA-M10. Bei diesen handelt es sich um die mit Schwefel angesäuerten Varianten. Folgende Komposte und Biokohlekomposte liegen unterhalb der 1,9 bzw. 2,0 g/l Grenze der BGK und der LAGA-M10:

- Versuch zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost: GA2 IR 15%, GA8 IR 0%, GA8 IR 15%
- Versuch zu steigenden BK-Menge: alle UA-Ansätze außer UA-BK100-U1 mit reiner Biokohle
- Versuch zum Vergleich zwischen Biokohle und aktivierter Biokohle: 100 % BK
- Versuch mit steigender Urinmenge: UA-S85-U3 und UA-S85-U4
- Versuch zur Herstellung: GA2 IR 15%, GA2 F 15%
- Lagerungsversuche: GA2 IR 0% (letzter Lagerungswert), GA2 IR 15% (alle), GA2 F 15% (beide gelagerte Varianten), GA3 IR 0% (letzter Lagerungswert), GA3 IR 15% letzter Lagerungswert, GA8 IR 0% und GA8 IR 15%

Auch der Referenzkompost liegt mit 1,5 g/l FS unter den Werten der BGK und der LAGA-M10, die Biokohlekompostreferenz liegen mit 2,7 g/l FS im unteren Bereich der Wertespannen.

Einen deutlichen Einfluss auf den Salzgehalt zeigt die Zugabe von Urin und Schwefel, steigende Mengen dieser Materialien führen zu einem Anstieg des Salzgehalts. Auch die Lagerung zeigt einen deutlichen Effekt auf den Salzgehalt, es kommt in der Regel zu einer Reduzierung dieses Parameters. Die Zugabe von Biokohle zeigt unterschiedliche Effekte, in vielen Fällen kommt es zu einer Verringerung des Salzgehalts.

Rohdichte

Für die Rohdichte gibt die Bundesgütegemeinschaft einen häufigen Wertebereich von 500 – 820 g/l FS an. Die LAGA-M10 einen Bereich von 550 – 850 g/l FS. Der Mittelwert der Referenzkomposte liegt bei 837 g/l FS, der Mittelwert der Referenzbiokohlekomposte liegt bei 731 g/l FS.

In Abb. 4.30 werden die Ergebnisse der Rohdichte der Komposte und Biokohlekomposte mit den genannten Wertebereichen und Mittelwerten der verglichen.

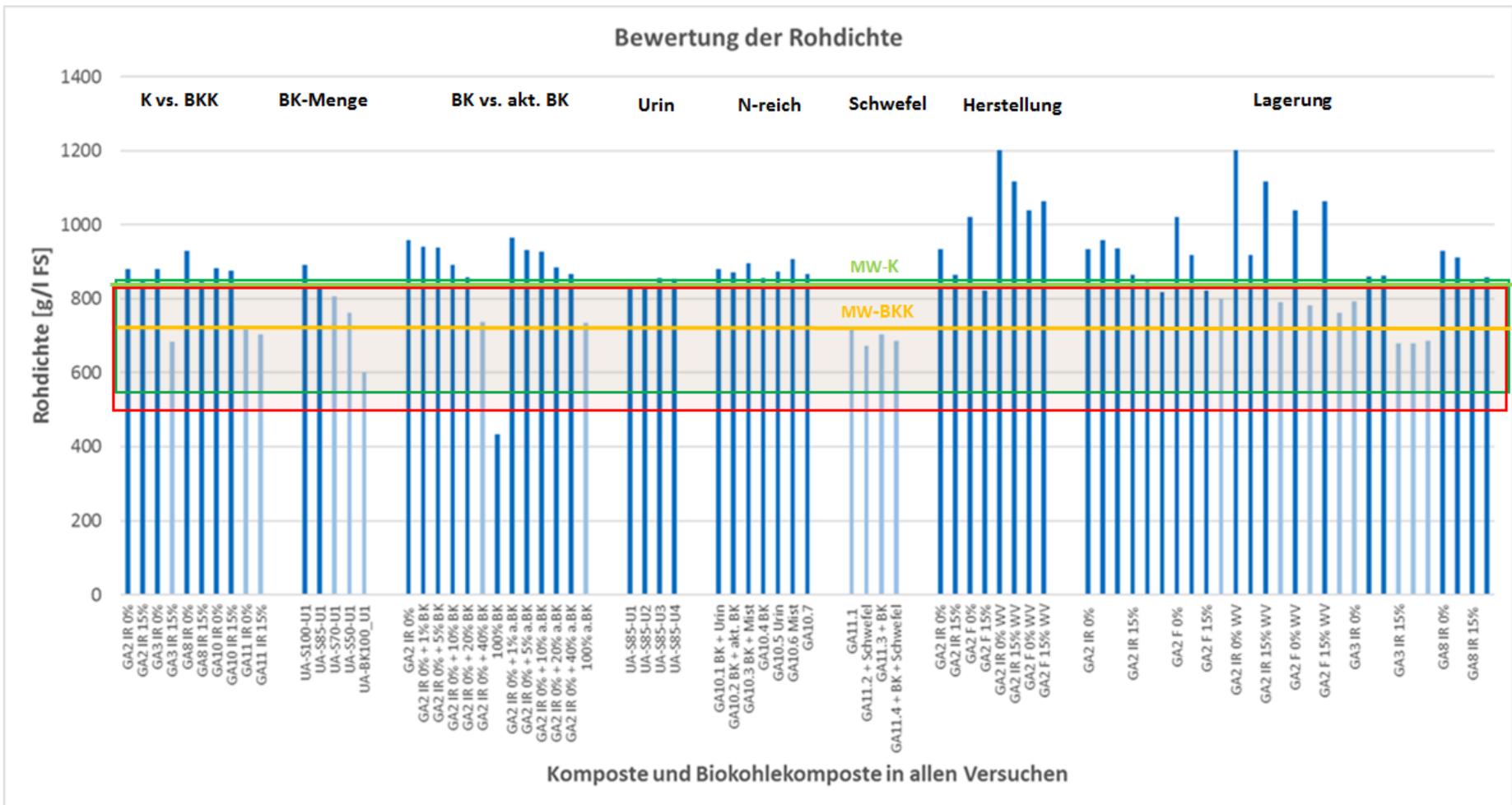


Abb. 4.30: Rohdichte der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte sowie zu den gängigen Wertespannen für Komposte der BGK e.V. und der LAGA-M10

Die Wertebereiche der Bundesgütegemeinschaft und der LAGA-M10 werden in den meisten Fällen überschritten. Es zeigt sich, dass Biokohle einen positiven Einfluss auf die Rohdichte hat. Komposte denen Biokohle zugegeben wurde haben eine geringere Rohdichte und reichen daher eher an die Vergleichswertebereiche heran oder liegen mit der BK-Zugabe innerhalb dieser Wertebereiche. Die Referenzkomposte liegen mit einem Mittelwert von 837 g/l FS oberhalb des Wertebereiches der BGK (500 – 820 g/l FS) aber innerhalb des Wertebereiches der LAGA-M10 (550 – 850 g/l FS). Die Referenzbiokohlekomposte liegen mit einem Mittelwert von 731 g/l FS innerhalb der beiden Wertebereiche.

Maximale Wasserhaltekapazität

Für die maximale Wasserhaltekapazität wurden keine Wertenspannen durch die Bundesgütegemeinschaft Kompost und die LAGA-M10 festgelegt. Die Referenzkomposte erreichten einen Mittelwert von 73 Vol.-% und die Referenzbiokohlekomposte einen Mittelwert von 75 Vol.-%.

In Abb. 4.31 werden die Ergebnisse der maximalen Wasserhaltekapazität der Komposte und Biokohlekomposte über alle Versuche dargestellt und mit den Referenzmaterialien verglichen.

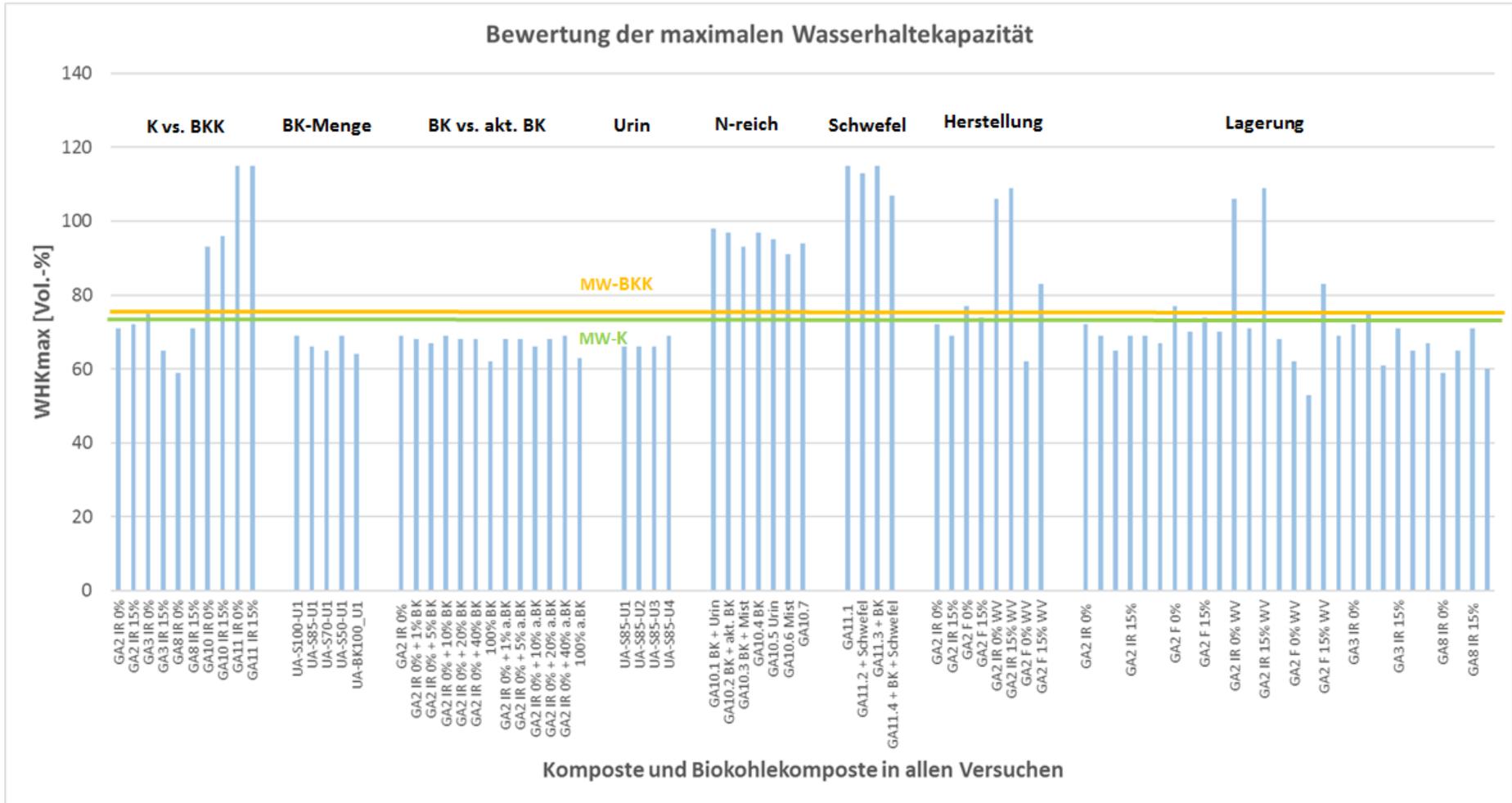


Abb. 4.31: Maximale Wasserhaltekapazität der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte

Die maximale Wasserhaltekapazität liegt für die untersuchten Komposte zwischen ca. 50 Vol.-% und 115 Vol.-%. Es zeigt sich dabei kein deutlicher Einfluss der Biokohle auf diesen Parameter. Die Vergleichsbiokohlekomposte haben mit 75 Vol.-% ebenfalls nur einen geringfügig höheren Wert als die Referenzkomposte mit einem Mittelwert von 73 Vol.-%. Unterschiede zeigen sich vor allem zwischen den verschiedenen Ansätzen in den durchgeführten Versuchen. So zeigt beispielsweise der GA11-Ansatz die höchsten Werte und der UA-Ansatz relativ niedrige Werte für die WHK_{max} .

Kohlenstoffgehalt

Für den Gesamtkohlenstoffgehalt wurde durch die Bundesgütegemeinschaft eine Wertespanne von 16 – 37 % TS festgelegt. Die LAGA-M10 macht zu diesem Parameter keine Aussagen. Die Referenzkomposte erreichten einen Mittelwert von 13,2 % TS und die Referenzbiokohlekomposte einen Mittelwert von 30,9 % TS.

Die Abb. 4.32 stellt die Ergebnisse zum Kohlenstoffgehalt für alle durchgeführten Versuche dar. Dabei werden die Ergebnisse der Komposte und Biokohlekomposte mit den genannten Wertebereichen der BGK e.V. und der LAGA-M10 sowie mit den Mittelwerten der Referenzmaterialien verglichen.

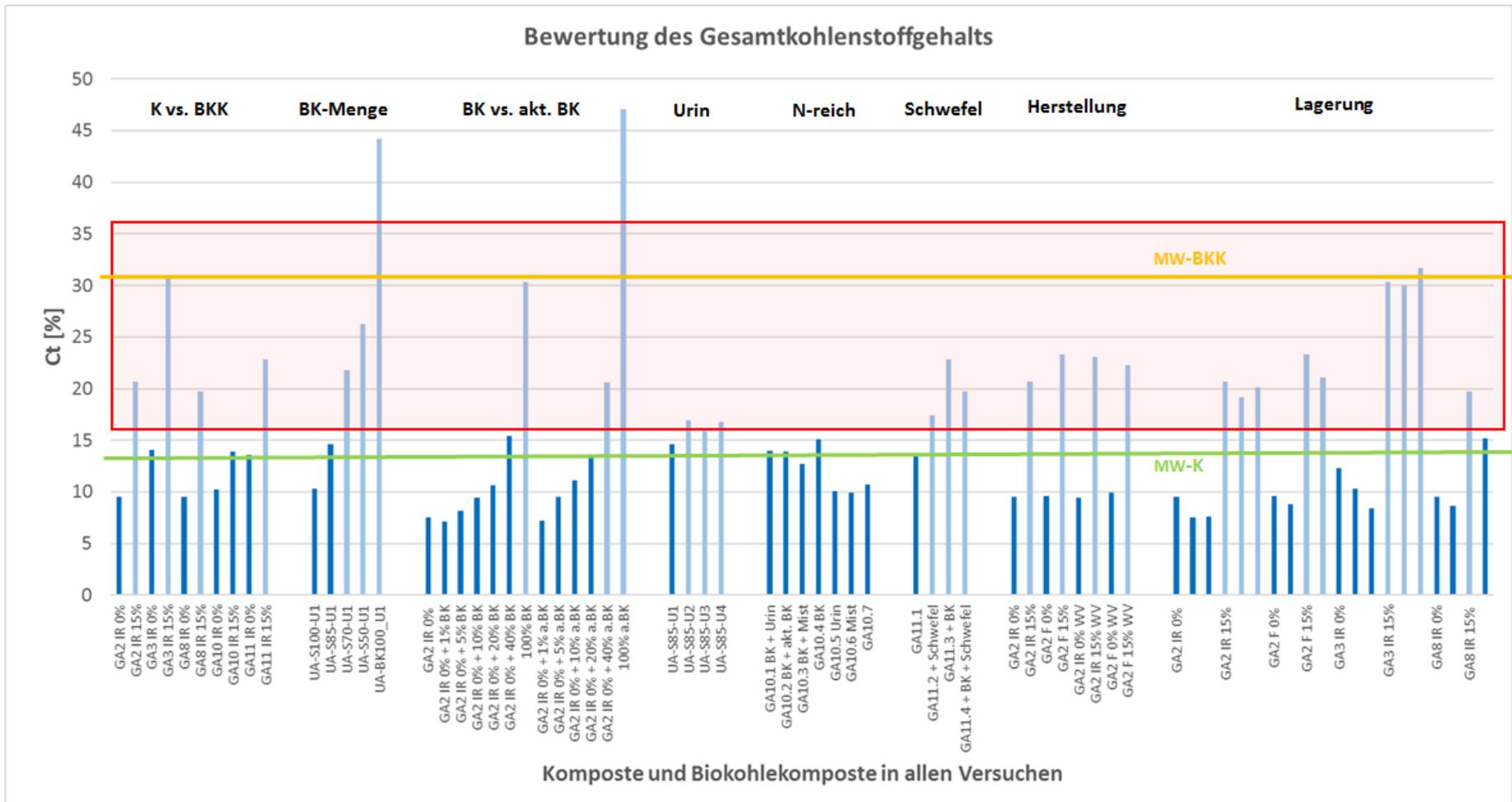


Abb. 4.32: Gesamtkohlenstoffgehalt der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte sowie zu den gängigen Wertespannen für Komposte der BGK e.V. und der LAGA-M10

Beim Gesamtkohlenstoffgehalt zeigt sich deutlich der Einfluss der Biokohlezugabe. Die Biokohle führt zu einer Steigerung des Kohlenstoffgehalts im Kompost. Dieses wirkt sich positiv auf die Komposteigenschaften aus, welches auch dadurch bestätigt wird, dass die hergestellten Komposte häufig erst durch die Biokohlezugabe in den angegebenen Wertebereich der BGK fallen oder näher an diesen heranreichen (siehe Ergebnisse zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost und zum Vergleich zw. aktivierter und nicht aktivierter Biokohle mit steigenden BK-Mengen). Auch die untersuchten Referenzkomposte liegen unterhalb des von der BGK angegebenen Wertebereichs. Die untersuchten Referenzbiokohlekomposte liegen innerhalb dieses Bereiches.

Stickstoffgehalt

Für den Gehalt an Stickstoff gibt die Bundesgütegemeinschaft einen häufigen Wertebereich von 0,5 – 1,5 % an. Die LAGA-M10 einen Bereich von 0,8 – 1,5 % TS. Der Mittelwert der Referenzkomposte liegt bei 0,5 % TS, der Mittelwert der Referenzbiokohlekomposte liegt bei 1,1 % TS.

Die Abb. 4.33 stellt die Ergebnisse zum Stickstoffgehalt für alle durchgeführten Versuche dar. Dabei werden die Ergebnisse der Komposte und Biokohlekomposte mit den genannten Wertebereichen der BGK e.V. und der LAGA-M10 sowie mit den Mittelwerten der Referenzmaterialien verglichen.

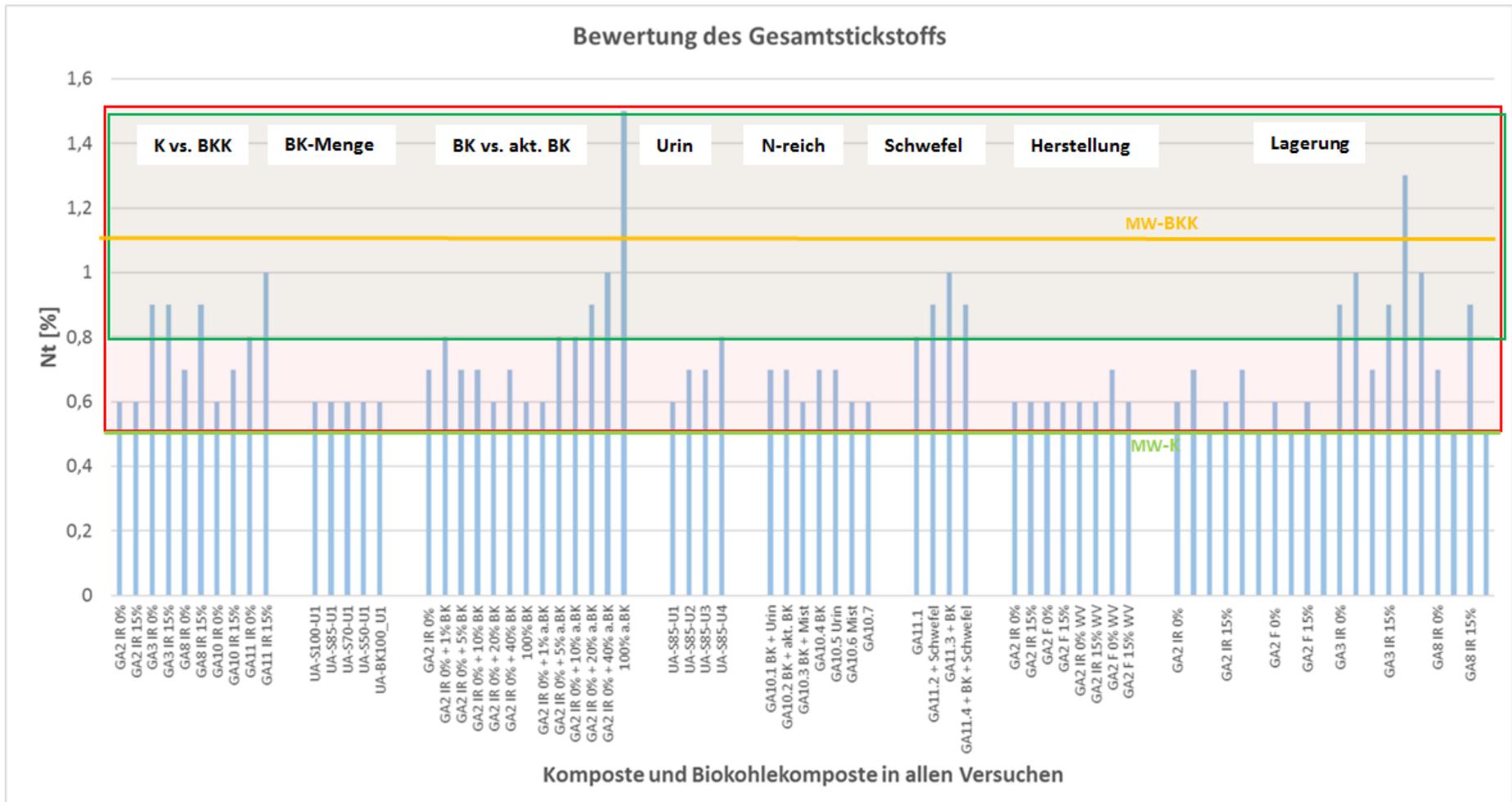


Abb. 4.33: Gesamtstickstoffgehalt der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte sowie zu den gängigen Wertespannen für Komposte der BGK e.V. und der LAGA-M10

Alle untersuchten Komposte und Biokohlekomposte sowie die reinen Biokohlen haben einen Stickstoffgehalt zwischen 0,5 und 1,5 % TS. Somit liegen alle innerhalb der Wertespanne der BGK (0,5 – 1,5 %). Den unteren Wert der Wertespanne der LAGA-M10 mit 0,8 % TS erreichen viele Ansätze nicht. Auch die Referenzkomposte kommen mit 0,5 % TS nicht dahin, die Referenzbiokohlekomposte liegen mit 1,1 % TS innerhalb der Wertespannen der BGK und der LAGA-M10.

Die Biokohlezugabe zeigt keinen deutlichen Einfluss auf den Stickstoffgehalt der Komposte. Die Zugabe von Urin und aktivierter Biokohle erhöht den Stickstoffgehalt deutlich. Die Lagerung führt zu einer Verringerung des Stickstoffgehalts.

C/N Verhältnis

Weder die LAGA-M10 noch die Bundesgütegemeinschaft Kompost geben für das C/N-Verhältnis Werte vor. Das C/N-Verhältnis beschreibt den Anteil von Kohlenstoff zu dem Anteil von Stickstoff im kompostierten Material bzw. im fertigen Kompost. Ein optimales C/N Verhältnis für reife Komposte wird in der Literatur 15/1 angegeben (Amlinger, et al., 2006). Aufgrund der Mineralisierungsvorgänge der Mikroorganismen wird CO₂ freigesetzt und Stickstoff angereichert – das C/N-Verhältnis verengt sich. Somit ist das C/N-Verhältnis ein Anhaltspunkt für ablaufende Ab- und Umbauprozesse, sowie für die N-Bindung durch Mikroorganismen.

Der Mittelwert der Referenzkomposte liegt bei 18, der Mittelwert der Referenzbiokohlekomposte liegt bei 29.

In Abb. 4.34 werden die Ergebnisse zum C/N Verhältnis der Komposte und Biokohlekomposte über alle Versuche dargestellt und mit den Referenzmaterialien verglichen.

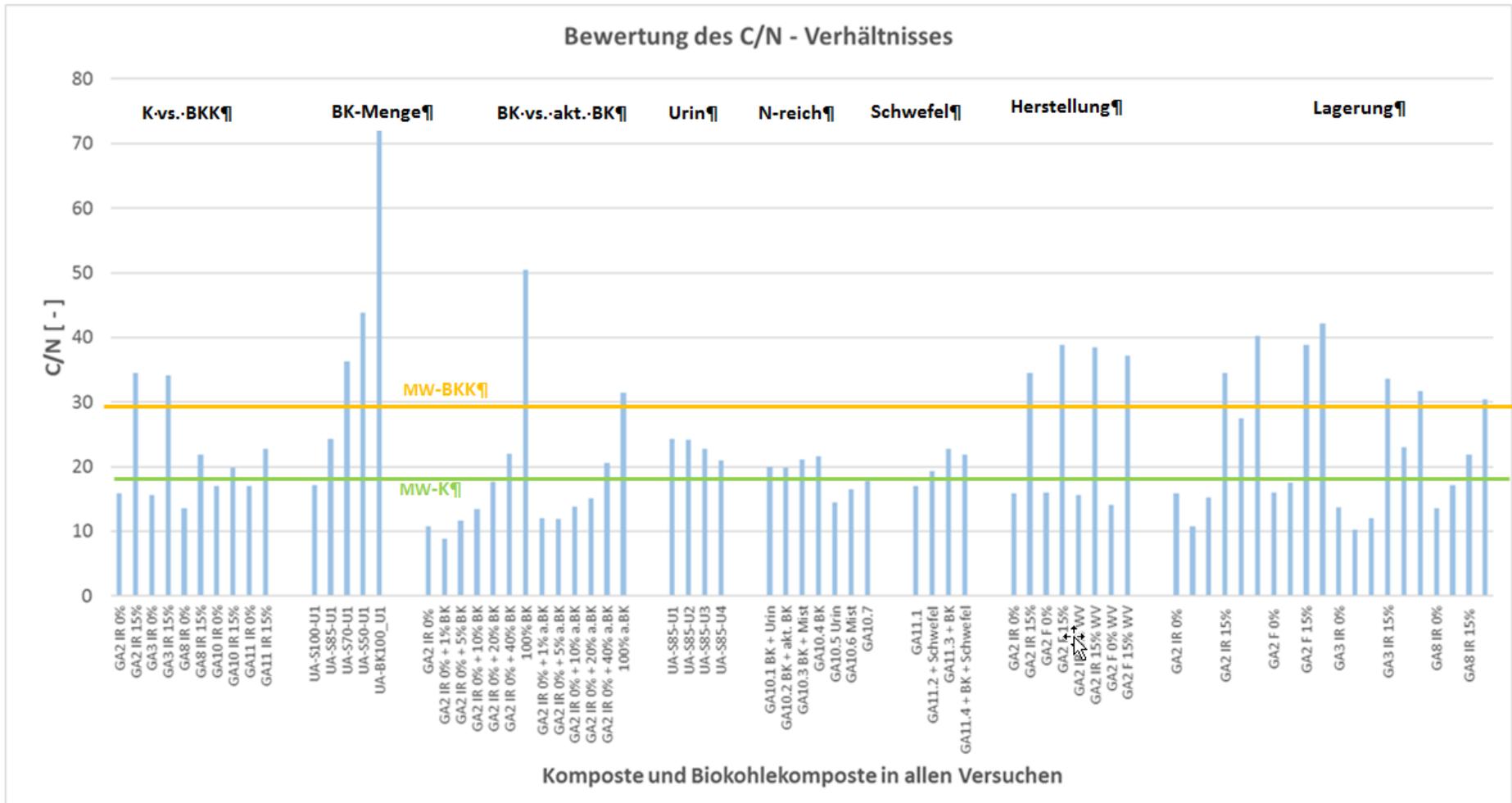


Abb. 4.34: C/N Verhältnis der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte

Die Zugabe von Biokohle führt in den Versuchen zu einer deutlichen Erhöhung des C/N-Verhältnisses. Auch die Referenzbiokohlekomposte haben mit 29 ein deutlich höheres C/N-Verhältnis als die Referenzkomposte mit 18. Die Zugabe von Urin führt aufgrund der Stickstoffzugabe zu einer Reduzierung des C/N Verhältnisses.

Pflanzenverfügbares Kalium

Für das pflanzenverfügbare Kalium ist von der Bundesgütegemeinschaft ein häufiger Wertebereich von 125 – 500 mg/100ml angegeben. In der LAGA-M10 reicht die Spannweite für den löslichen Kalium von 100 – 500 mg/100ml.

Der Mittelwert der Referenzkomposte liegt bei 228 mg/100g (191 mg/100ml), der Mittelwert der Referenzbiokohlekomposte liegt bei 385 mg/100g (281 mg/100ml).

Die Abb. 4.35 stellt die Ergebnisse zum pflanzenverfügbaren Kalium für alle durchgeführten Versuche dar. Dabei werden die Ergebnisse der Komposte und Biokohlekomposte mit den genannten Wertebereichen der BGK e.V. und der LAGA-M10 sowie mit den Mittelwerten der Referenzmaterialien verglichen.

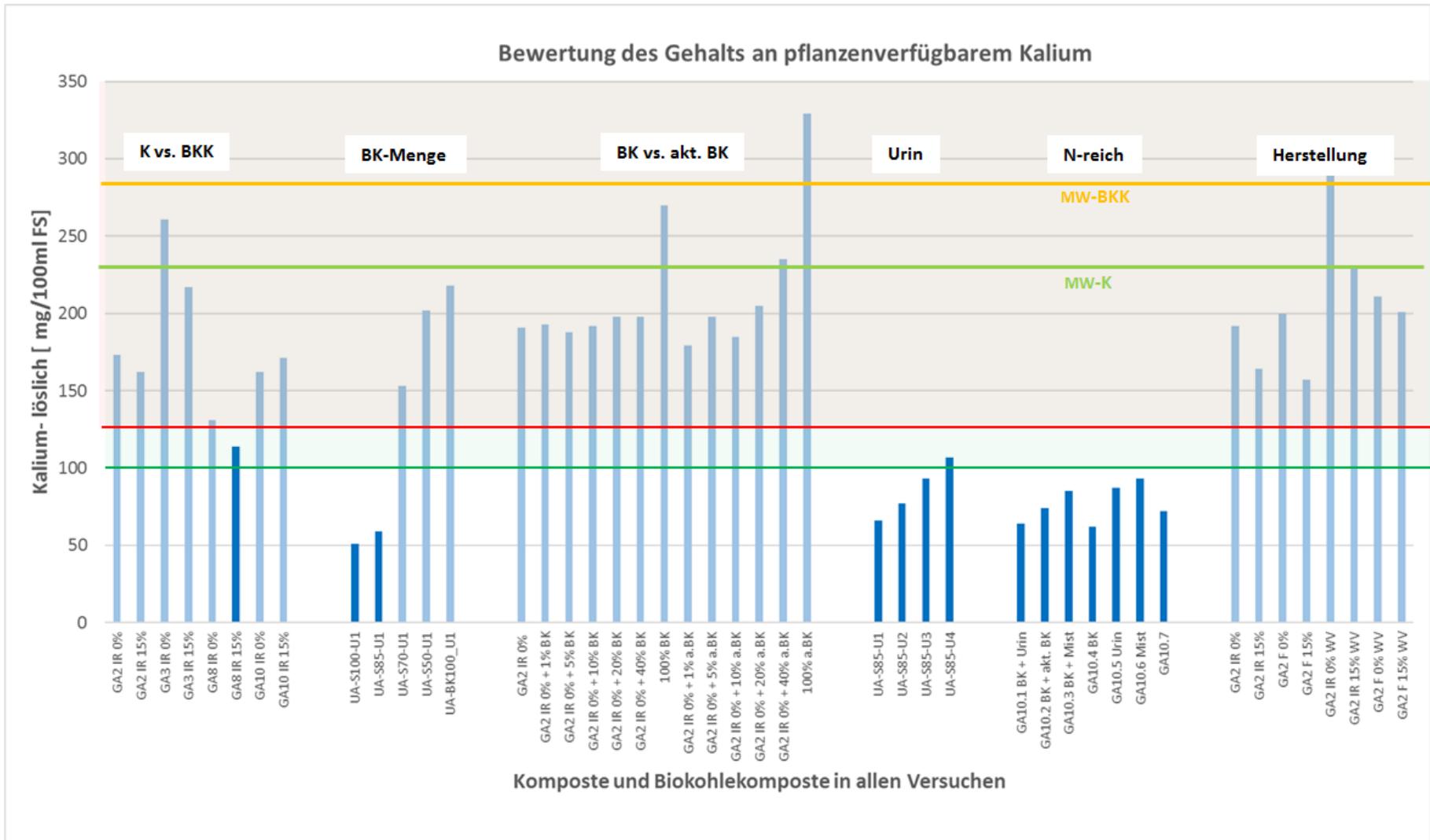


Abb. 4.35: Pflanzenverfügbares Kalium der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte

Die produzierten Komposte und Biokohlekomposte liegen zum großen Teil innerhalb der Wertespannen der BGK und der LAGA-M10. Ausnahmen stellen GA8 IR 15% die GA10-Ansätze und die UA-Ansätze mit BK-Zugaben bis 15 % da.

Bei den UA-Ansätzen führt die BK-Zugabe zu einer Erhöhung des Gehalts an löslichem Kalium im Kompost. Für die Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost zeigt sich, dass eine BK-Zugabe von 15 % i.d.R. zu einer Abnahme des Gehalts an löslichem Kalium führt.

Eine Erhöhung der Urinmenge im Kompost führt zu einem steigenden Gehalt an löslichem Kalium.

Auch die steigende Menge an aktivierter Kohle im Kompost führt zu diesem Ergebnis.

Pflanzenverfügbares Phosphor

Für den pflanzenverfügbaren Phosphor legt die Bundesgütegemeinschaft Kompost folgende Wertespanne fest: 176 – 704 mg/l FS.

Der Mittelwert der Referenzkomposte liegt bei 149 mg/kg FS (125 mg/l FS), der Mittelwert der Referenzbiokohlekomposte liegt bei 79 mg/kg FS (58mg/l FS).

Die Abb. 4.36 stellt die Ergebnisse zum Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor für alle durchgeführten Versuche dar. Dabei werden die Ergebnisse der Komposte und Biokohlekomposte mit den genannten Wertebereichen der BGK e.V. und der LAGA-M10 sowie mit den Mittelwerten der Referenzmaterialien verglichen.

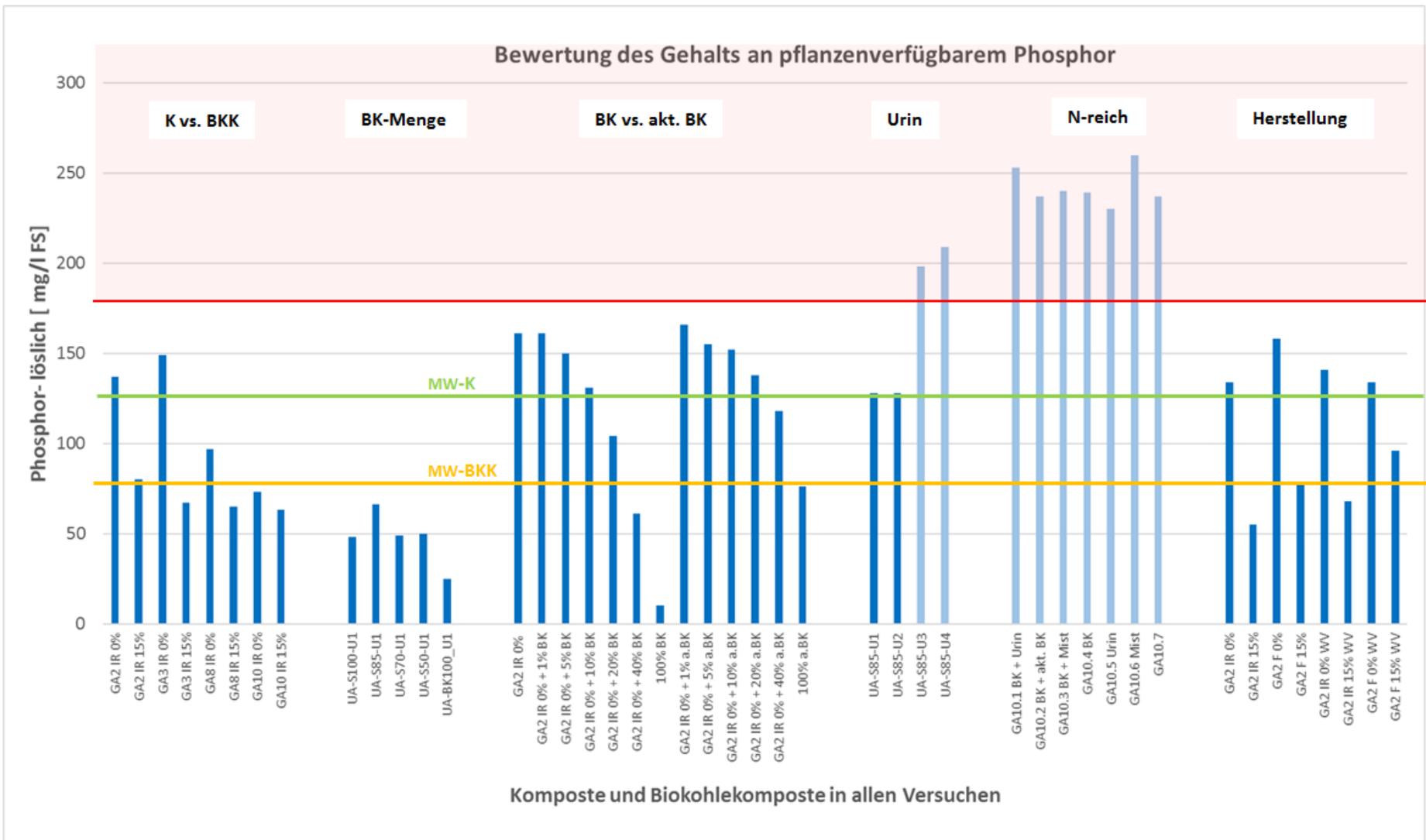


Abb. 4.36: Pflanzenverfügbares Phosphor der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte

Die für diese Arbeit hergestellten und untersuchten Komposte und Biokohlekomposte bleiben meistens nicht in der von der Bundesgütegemeinschaft vorgegebenen Wertespanne von 176 – 704 mg/l FS. Lediglich die Ansätze mit hohen Urinmengen und die Ansätze für die Versuche mit N-reichen Materialien liegen in dieser Spanne. Deutlich zeigt sich, dass die Zugabe von Biokohle zu einer Reduzierung des pflanzenverfügbaren Phosphors im Kompost führt.

Pflanzenverfügbares Magnesium

Für das pflanzenverfügbare Magnesium legt die Bundesgütegemeinschaft Kompost folgende Wertespanne fest: 150 – 500 mg/l FS.

Der Mittelwert der Referenzkomposte liegt bei 301 mg/kg FS (252 mg/l FS), der Mittelwert der Referenzbiokohlekomposte liegt bei 342 mg/kg FS (250mg/l FS).

Die Abb. 4.37 stellt die Ergebnisse zum Gehalt an pflanzenverfügbarem Magnesium für alle durchgeführten Versuche dar. Dabei werden die Ergebnisse der Komposte und Biokohlekomposte mit den genannten Wertebereichen der BGK e.V. und der LAGA-M10 sowie mit den Mittelwerten der Referenzmaterialien verglichen.

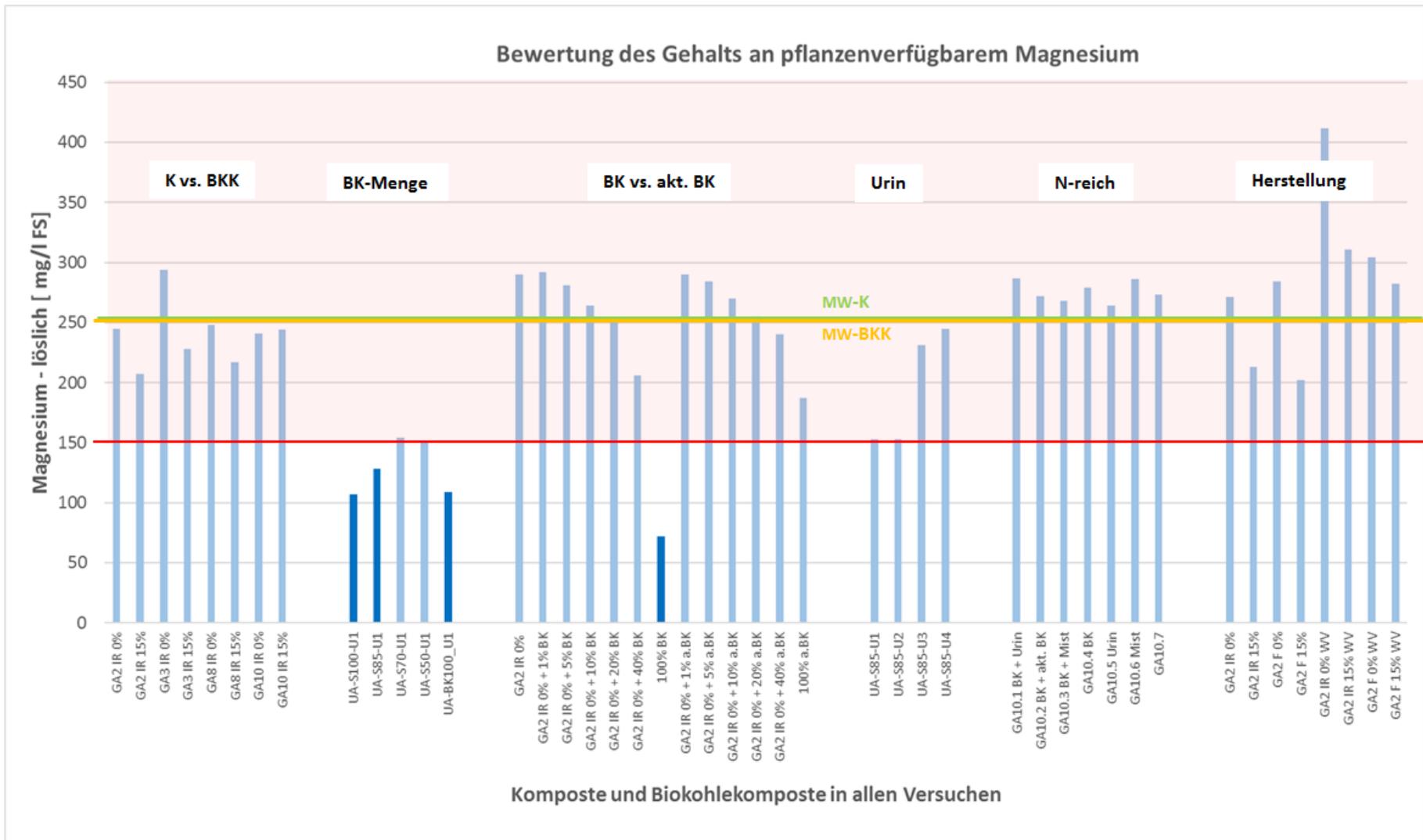


Abb. 4.37: Pflanzenverfügbares Magnesium der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den ermittelten Referenzwerten für Komposte und Biokohlekomposte

Fast alle untersuchten Komposte und Biokohlekomposte liegen in dem von der Bundesgütegemeinschaft Kompost angegebenen Wertebereich von 150 – 500 mg/l FS. Ausnahmen stellen die reine Biokohle bei den Versuchen zum Vergleich von aktivierter und nicht aktivierter Biokohle dar. Die reine Biokohlevariante und die Varianten ohne Biokohle und mit 15 % Biokohle beim Versuch zu einer steigenden BK-Menge. Die Zugabe von Biokohle führt für die Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost sowie zum Vergleich von aktivierter und nicht aktivierter Biokohle zu einer Reduzierung des pflanzenverfügbaren Magnesiums.

Beim Versuch zu einer steigenden BK-Menge wird der Gehalt an pflanzenverfügbarem Magnesium im Kompost erhöht.

Bewertung der chemisch-physikalischen Parameter hinsichtlich der einzelnen Versuche/ Fragestellungen

Komposte vs. Biokohlekomposte

Die Bewertung der chemisch-physikalischen Qualität der Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich anhand häufig auftretender Werte (Wertebereich der Bundesgütegemeinschaft Kompost) zeigt, dass sowohl für den pH-Wert, den Gesamtstickstoffgehalt, den Gehalt an löslichem Magnesium und den mineralischen Stickstoff keine Unterschiede zwischen Komposten und Biokohlekomposten bestehen. Für diese Parameter befinden sich die hergestellten Komposte/BK-Komposte im Bereich der von der BGK bzw. in der LAGA M10 angegebenen Wertespannen. Beim Salzgehalt liegen die gemessenen Minimumwerte für Komposte und Biokohlekomposte unterhalb der BGK-Wertespannen. Die für die Rohdichte maximal bestimmten Werte sind für Komposte und Biokohlekomposte größer als die maximalen Werte der BGK. Für die Komposte zeigt auch der Mittelwert eine Überschreitung dieser Werte. So dass, die Biokohlezugabe zum Kompost dazu führt, dass die hergestellten Komposte eher im Bereich der angegebenen Wertespannen liegen. Auch beim Gesamtkohlenstoffgehalt führt die Zugabe von Biokohle die hergestellten Komposte näher an den Wertebereich der BGK, da die Biokohlekomposte nur bei dem Minimalwert außerhalb des BGK-Wertebereichs liegen, die Komposte dagegen mit Minimum-, Maximum- und Mittelwert. Wird der Gehalt an löslichem Kalium betrachtet zeigt sich lediglich für den Biokohlekompost beim Minimalwert eine Unterschreitung der BGK-Wertebereiche. Der Gehalt an löslichem Phosphor ist in allen Komposten/Biokohlekomposten zu niedrig. Dabei zeigt sich, dass die Biokohlekomposte weniger löslichen Phosphor aufweisen als die Komposte.

Zusammenfassend zeigen die Versuche zu Komposten und Biokohlekomposten (15 % BK) im Vergleich, dass die Biokohle sich positiv auf die Rohdichte und den Gesamtkohlenstoffgehalt auswirkt. Die Wertebereiche der BGK werden trotz dieser Veränderungen i.d.R. eingehalten bzw. verbessert. Für den Gehalt an löslichen Nährstoffen hat die Biokohlezugabe eher negative Effekte.

Biokohlemengen und Biokohle vs. aktivierte Biokohle

Der pH-Wert liegt nur für die Biokohlen nicht im BGK-Wertebereich, die aktivierte Biokohle, die für die GA2-Varianten eingesetzt wurde liegt mit 7,8 im angegebenen Wertebereich. Die Werte für den Gesamtstickstoffgehalt und den Gehalt an mineralischem Stickstoff halten unabhängig von der zugegebenen Menge und der Biokohleart (aktiviert/nicht aktiviert) die Wertebereiche der Bundesgütegemeinschaft Kompost ein, ebenfalls die reinen Biokohlen und die aktivierte Biokohle.

Bei der Rohdichte zeigt sich für die GA-Varianten, dass alle bis auf die reine Biokohle/aktivierte Kohle den Wertebereich der BGK überschreiten. Je mehr Biokohle zugegeben wird, umso mehr nähern sich die produzierten Varianten den Werten der BGK an. Die UA-Varianten sind schon bei 15% BK-Zugabe mit 834 g/l dicht am höchsten Wert der BGK mit 820 g/l. Die 30 % und 50 % Zugabe und die reine BK befinden sich im Wertebereich der Bundesgütegemeinschaft Kompost.

Beim Gesamtkohlenstoffgehalt werden bei den GA2-Varianten die untersten Werte der BGK-Wertespannen für die reine BK erst bei ca. 40 % BK-Zugabe und bei 20 % aktivierter Biokohlezugabe erreicht. Bei den UA-Ansätzen wird schon mit 15 % BK-Zugabe in etwa die unterste Grenze der BGK-Werte erreicht. Der Unterschied zu den GA-Varianten besteht darin, dass der GA-Kompost einen niedrigen Gesamtkohlenstoffgehalt aufweist als der UA-Kompost. Für Komposte mit geringen Gehalten an Gesamtkohlenstoff kommt es zu einer deutlichen Verbesserung der Kompostqualität hinsichtlich dieses Parameters mit BK-Zugabe.

Die Gehalte an löslichem Kalium sind in den GA2-Varianten im Bereich der Wertespannen der Bundesgütegemeinschaft Kompost. Der Kompost der UA-Varianten sowie die UA-Variante mit der geringsten Zugabe von 15 % BK zeigen einen zu niedrigen Gehalt an löslichem Kalium. Deutlich wird auch hier, dass Komposte mit geringen Gehalten an löslichen Nährstoffen von Biokohlen profitieren, die diese mitbringen.

Für die Gehalte an löslichem Phosphor liegen die ermittelten Werte für die GA2-Varianten unterhalb der Wertespannen der Bundesgütegemeinschaft Kompost. Die bereits geringen Gehalte werden durch die Biokohlezugabe weiter reduziert. Diese Reduzierung tritt bei der aktivierten Biokohle weniger drastisch hervor. Der Phosphorgehalt der UA-Varianten ist ebenfalls zu gering zeigt aber durch die BK-Zugabe keine eindeutige Entwicklung.

Bei einer Betrachtung des Gehalts an löslichem Magnesium zeigen die GA2-Varianten mit Biokohle und aktivierter Biokohle eine Verringerung, da die Magnesiumwerte in der Biokohle geringer sind als im Kompost. Dennoch werden für alle Mengen die Wertebereiche der Bundesgütegemeinschaft Kompost eingehalten.

Die Biokohle kann zu einer Verbesserung der Komposteigenschaften führen, das betrifft besonders die Rohdichte und den Gehalt an Gesamtkohlenstoff. Für die löslichen Nährstoffe kann einerseits eine Verbesserung (siehe Kalium) andererseits aber auch eine Verschlechterung (Phosphor) der Kompostqualität auftreten. Es ist abhängig von den Ausgangseigenschaften des Komposts und denen der Biokohle welcher Effekt eintritt.

Ab welcher Biokohlemenge tritt eine deutliche Einschränkung der Kompostqualität auf:

- pH: 40 % BK (Wertebereich wird noch eingehalten, bei 100 % (Wertebereich nicht mehr eingehalten)
- Salzgehalt: 40 % BK (Wertebereich wird noch eingehalten)
- Rohdichte: ab 30 % - 40 % BK werden die Wertebereiche eingehalten
- max. Wasserhaltkapazität: keine Wertespannen vorhanden
- Kohlenstoffgehalt: 15 % - 40 % BK (Wertebereich wird eingehalten)
- Lösliches Kalium: ab 30 % BK wird Wertebereich eingehalten
- Lösliches Phosphor: -

→ Lösliches Magnesium: bis 40% BK wird der Wertebereich eingehalten

Nach den für diese Arbeit ausgewerteten Versuchen sollte die maximale BK-Anwendung 40 % betragen.

Versuche mit Urin, Pferdemist und aktivierter Biokohle (stickstoffreiche Materialien)

Die ermittelten pH-Werte für die Versuche mit N-reichen Materialien liegen innerhalb der Wertespannen der BGK. Eine Ausnahme stellt der Kompost mit der höchsten Urinzugabe (100 ml) dar, hier liegt der pH-Wert leicht darunter.

Der Salzgehalt ist beim reinen GA10-Kompost mit 0,9 g/l zu gering. Mit den steigenden Urinzugaben wird der Salzgehalt in den BGK-Wertebereich gehoben. Bei den GA10-Varianten liegt der reine Kompost schon innerhalb des BGK-Wertebereichs. Durch die Zugaben von Urin, Mist, Biokohle und aktivierter Biokohle wird er weiter angehoben.

Die Rohdichte liegt bei allen Varianten über dem Wertebereich der BGK von 500 - 820 g/l FS. Allerdings sind die Werte nicht weit über diesem Bereich (Maximum: 908 g/l FS). Die verschiedenen Materialien führen für die Rohdichte nicht zu deutlichen Qualitätsunterschieden.

Bei den UA-Varianten mit steigenden Urinzugaben zeigen sich keine deutlichen Qualitätsunterschiede hinsichtlich des Gesamtkohlenstoffgehaltes. Alle liegen bei knapp 16 % C_t und damit am untersten Wert der Spanne der BGK. Alle GA10-Varianten liegen unter dem niedrigsten Wert der BGK. Es zeigt sich zudem, dass nur die biokohlehaltigen Zusätze zu einer deutlichen Steigerung des Gesamtkohlenstoffes führen.

Beim Gesamtstickstoffgehalt und Gehalt an mineralischem Stickstoff befinden sich alle Varianten innerhalb der von der Bundesgütegemeinschaft angegebenen Wertespannen. Eine steigende Urinmenge führt für beide Parameter zu einem Anstieg.

Die Gehalte an löslichem Kalium liegen für alle Varianten unterhalb der Wertespanne der BGK. Die Zugabe von Urin und Mist verbessert die Qualität eines kaliumarmen Komposts/Biokohlekomposts deutlich.

Der lösliche Phosphor liegt für alle GA-Varianten innerhalb der Werte der BGK. Für die UA-Varianten liegt der reine BK-Kompost der BKK mit der niedrigsten Urinzugabe unterhalb dieser Werte. Auch hier zeigt sich wie beim löslichen Kalium, dass durch die Urinzugabe eine Verbesserung der Kompostqualität hinsichtlich dieses Parameters erzielt wird.

Beim löslichen Magnesium liegen alle Varianten innerhalb des Wertebereiches der Bundesgütegemeinschaft Kompost. Bei den UA-Varianten ergibt sich durch die steigende Urinmenge eine Steigerung des löslichen Magnesiums im Biokohlekompost.

Die Kompostqualität kann mithilfe der verschiedenen Zugaben deutlich verbessert werden. Die Zugabe von Urin und Mist zum Kompost erhöht die Gehalte an löslichen Nährstoffen und Salzen in

den Komposten und Biokohlekomposten. Eine Erhöhung des Kohlenstoffgehalts erreicht man mit einer zusätzlichen Gabe an Biokohle.

Lagerungsversuche

Der pH-Wert verringert sich durch die Lagerung, bleibt aber in der Regel innerhalb des Wertebereiches der BGK.

Der Salzgehalt verringert sich ebenfalls und fällt dadurch öfter unterhalb der Werte der BGK. So kann die Lagerung für Komposte mit einem bereits niedrigen Salzgehalt zu einer abnehmenden Qualität führen.

Die Lagerung von Komposten verringert deren Gesamtkohlenstoffgehalt. Die Qualität von Komposten mit einem geringen Kohlenstoffgehalt nimmt mit der Lagerung daher weiter ab. Da Biokohlekomposte im Durchschnitt weniger C_t während der Lagerung verlieren, sind diese Komposte für eine Lagerung besser geeignet.

Durch die Lagerung der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte verringerten sich der pH-Wert, der Salzgehalt und der Gesamtkohlenstoffgehalt.

Die Biokohle zeigt dabei hinsichtlich des Kohlenstoffgehaltes positive Effekte, da die Reduzierung des Gesamtkohlenstoffs bei der Lagerung für Biokohlekomposte geringer ausfällt als für Komposte.

Ansäuerungsversuche

Die angesäuerten Komposte wurden mit der speziellen Zielstellung der Torfsubstitution entwickelt, daher ist der geringe pH-Wert und hohe Salzgehalt gewollt. An diesem Beispiel wird deutlich das Komposte/Biokohlekomposte die mit einer speziellen Zielstellung produziert werden durchaus auch große Abweichungen von den Wertespanssen der BGK aufweisen können.

Versuche zum Einfluss des Herstellungsverfahrens

Die Salzgehalte sind in den Biokohlevarianten i.d.R. geringer. Für das fermentierte BK-Substrat (GA2 F 15%) und den Biokohlekompost (GA2 IR 15%) liegen die Werte unterhalb des Wertebereichs der Bundesgütegemeinschaft Kompost.

Die Rohdichte liegt für alle Herstellungsvarianten oberhalb der Werte der BGK. Deutlich zeigt sich hinsichtlich dieses Parameters eine Verschlechterung der Kompostqualität wenn die Materialien nach der Kompostierung oder Fermentation einer Wurmvererdung unterzogen wurden. Die Biokohle führt i.d.R. zu einer Reduzierung der Rohdichte und damit zu einer Verbesserung.

Für die löslichen Nährstoffe zeigt sich nur beim Phosphor, dass die Werte unterhalb des Wertebereichs der BGK liegen. Der Gehalt an löslichem Phosphor wird durch Biokohlezugabe in allen Varianten weiter reduziert. Auch für das lösliche Kalium und Magnesium zeigt sich eine Verringerung mit Biokohlezugabe für alle Varianten.

Bei den verschiedenen Herstellungsvarianten führt die Biokohlezugabe zu einer Verringerung des Salzgehaltes und der löslichen Nährstoffe, aber auch zu einer Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes und zu einer Verringerung der Rohdichte. Für die Materialien mit Wurmvererdung wird eine gesteigerte Rohdichte und ein Anstieg der löslichen Nährstoffe bestimmt.

Versuche zu Komposten und Biokohlekomposten externer Hersteller (Referenzmaterialien)

Bei diesen Untersuchungen hat sich herausgestellt, dass auch die im Handel erhältlichen Komposte, bzw. ursprünglich im Botanischen Garten genutzten Komposte beim Salzgehalt, bei der Rohdichte, organischen Substanz und dem Kohlenstoffgehalt außerhalb der Wertebereiche der BGK liegen.

Dagegen liegen die untersuchten Parameter der Referenzbiokohlekomposte BKS 15 und BKS 30 in dem Wertebereich der BGK. Werden die externen Komposte und Biokohlekomposte miteinander verglichen, zeigt sich, dass die BK-Komposte einen höheren Salzgehalt, eine geringere Rohdichte, einen höheren Gesamtkohlenstoff und Stickstoffgehalt sowie eine höhere organische Substanz. Der höhere Salzgehalt und N-Gehalt ist auf die diesen Komposten zugesetzten Gärreste zurückzuführen.

In der Tab. 4.23 sind die Ergebnisse der externen Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den eigenen Komposten und Biokohlekomposten dargestellt.

Tab. 4.23: Bewertung der chemisch-physikalische Parameter externer Komposte und Biokohlekomposte im Vergleich zu den internen Komposten und Biokohlekomposte

Parameter Komposte/ BK-Komposte	pH (CaCl ₂)	Salzgehalt (feucht)	Rohdichte (feucht)	WHK _{max}	OS	C _t	N _t
Einheit	[-]	[g/l]	[g/l]	[Vol.-%]	[% TS]	[% TS]	[% TS]
BGK e.V.	6,9 – 8,3	1,9 - 8,0	500 - 820	-	24 - 51	16 - 37	0,5 – 1,5
MW Komposte extern	7,4	1,5	837	73	24	13	0,7
MW BKK extern	7,6	2,7	731	74	47	31	1,1
MW Komposte intern	7,7	1,9	858	83	21	11	0,7
MW BKK intern	7,8	1,9	791	84	32	22	0,8

Ein Vergleich der internen und externen Komposte zeigt keine deutlichen Qualitätsunterschiede. Lediglich der Salzgehalt der externen Komposte ist mit 1,5 g/l etwas geringer als der der internen Komposte mit 1,9 g/l. Zwischen den internen und externen Biokohlekomposten bestehen größere Abweichungen bei fast allen Parametern außer dem pH-Wert. Diese Abweichungen ergeben sich wie bereits dargestellt aus den diesen Biokohlekomposten zugegebenen Gärresten.

Die häufigsten Abweichungen der internen Komposte und Biokohlekomposte zu den Wertebereichen der Bundesgütegemeinschaft Kompost treten für die Rohdichte und den C_t-Gehalt auf. Hier führt die Biokohle zu Verbesserungen, da sie die oft hohen Rohdichten absenkt und die niedrigen Kohlenstoffgehalte anhebt. Auch für die Gehalte an löslichem Phosphor kommt es häufig es zu Abweichungen. Der Gehalt an löslichem Phosphor ist oft zu niedrig, er wird durch die BK-Zugabe weiter verringert. Der Gehalt an löslichen Nährstoffen wird durch die Biokohle i.d.R. reduziert.

Im Allgemeinen muss beachtet werden, dass die Biokohle aufgrund ihrer hohen Sorptionskapazität dazu führt das sich lösliche Komponenten an ihrer Oberfläche anlagern, was dazu führt, dass Parameter die bisher zur Bewertung der Kompostqualität herangezogen wurden (Wertespanssen) eventuell neu überdacht werden müssen. Dies betrifft nach (Dias, et al., 2010) vor allem das C/N-Verhältnis, wasserlösliche Inhaltsstoffe und Humifizierungs-Indizes.

4.1.5.1 Diskussion zum Einfluss der Biokohle auf die Atmungsaktivität der Mikroorganismen während der Kompostierung und ausgewählten biologischen Parameter des Endprodukts

Diskussion zum Einfluss der Biokohle auf die mikrobielle Aktivität während der Kompostierung

Die Zugabe von 15 Vol.-% Biokohle zu den Kompostausgangsmaterialien führte zu einer Verringerung der mikrobiellen Aktivität während der Kompostierung, das heißt der Kohlenstoffumsatz in der Kompostmiete mit Biokohlezugabe ist geringer als in der Kompostmiete ohne Biokohle. Ein Vergleich der Atmungsraten während des Kompostierprozesses mit den ermittelten Werten für die organische Substanz zeigt, dass nicht nur der CO₂-Ausstoß aus den Biokohlekompostmieten geringer ist, sondern auch ein langsamerer Abbau der organischen Substanz stattfindet. Hier wirkt die Biokohle stabilisierend auf den Kohlenstoffhaushalt der Mieten. Dies bestätigen auch Untersuchungen von Dias, et al. (2010), Jindo, et al. (2012b) und Fischer, et al. (2012), die eine Reduktion der C-Verluste nachweisen konnten. Biokohle unterstützte in diesen Untersuchungen die Entstehung stabiler Humate/Huminsäuren während der Kompostierung. Auch Ishizaki, et al. (2004) beobachteten beispielsweise einen geringeren Abbau der organischen Substanz im Kompost, wenn 30 % Biokohle zu Beginn der Kompostierung zugegeben wurde.

Ein Grund für die geringeren Kohlenstoffverluste in BK-Komposten könnte die von Dias, et al. (2010) beobachtete Verringerung der löslichen organischen Inhaltsstoffe in einem Kompost dem 50 % Biokohle zugegeben wurde und die von Glaser, et al. (2013) aufgezeigte Fixierung von gelösten organischen Kohlenstoff an der Biokohle sein. Der fixierte organische Kohlenstoff könnte mit diesem Mechanismus einem weiteren mikrobiellen Abbau entzogen werden.

Die in der vierten Woche gemessene maximale substratinduzierte Atmung fällt bei einem Vergleich mit den Phasen der Kompostierung mit dem Ablauf der Abbauphase und dem Beginn der Aufbauphase (vgl. Kapitel 2.2.1, Abb. 2.3) zusammen. Die Mikroorganismen reagieren hier am stärksten auf die Zufuhr von leicht abbaubaren Kohlenstoffquellen, weil die vorhandenen leicht abbaubaren Kohlenstoffmaterialien bereits verbraucht wurden.

Diskussion zum Einfluss der Biokohle auf ausgewählte biologische Parameter des fertigen Komposts

Kompost vs. Biokohlekompost (10-15 % BK)

Für die biologischen Parameter (Basalatmung, mikrobielle Biomasse, potentielle Ammoniumoxidation, Wurzellänge und Keimung der Kresse, Frischbiomasse des Chinakohls, Emission phytotoxischer Gase) zeigt sich bei einer Biokohlemenge von 10 - 15 % nur ein geringfügiger Einfluss (nicht signifikanter Einfluss) der Biokohle. Der Kompostwurm *Eisenia fetida* zeigt bei direkter Gegenüberstellung von Kompost und Biokohlekompost eine Bevorzugung des Komposts. Diverse wissenschaftliche Arbeiten belegen, dass Biokohle nicht nur den chemisch-physikalischen Prozess und die mikrobielle Zusammensetzung während der Kompostierung beeinflusst (Wei, et al., 2014) , (Jindo, et al., 2012a), (Steiner, et al., 2011), sondern sie zugleich auch einen Einfluss auf die Zusammensetzung und Qualität des Endprodukts hat (Dias, et al., 2010), (Wu, et al., 2017). Zhang, et al. (2014 b) untersuchten den Einfluss von verschiedenen Zugabemengen von Biokohle auf die chemischen und physikalischen Eigenschaften eines Grünschnittkomposts und auf das Wachstum und die Nährstoffversorgung der Zierpflanze *Calathea insignis*. Im Ergebnis fanden Sie heraus, dass neben einer verbesserten Korngrößenverteilung auch die Rohdichte, die Porosität und die Wasserhaltekapazität optimiert

wurden. Auch der Gehalt an Makro- und Mikronährstoffen wurde erhöht. Zusätzlich ermittelten sie den Einfluss der Biokohle auf die mikrobielle Biomasse des Komposts und stellten auch hier einen positiven Effekt fest.

In dieser Arbeit wurde nur tendenziell eine Erhöhung der **Basalatmung und der mikrobiellen Biomasse** durch eine Biokohlezugabe von 10 bzw. 15 % festgestellt. Die geringfügige Erhöhung der mikrobiellen Aktivität (Basalatmung, mikrobielle Biomasse) in den Biokohlekomposten ist u.a. auf die höhere organische Substanz in den Biokohlekomposten zurückzuführen. Auch wenn Biokohle prinzipiell sehr abbaustabil ist, können auf der Biokohleoberfläche angelagerte Bioöle und andere organische Stoffe von den Mikroorganismen verwertet werden (Deenik, et al., 2010), (Maestrini, et al., 2014), (Watzinger, et al., 2014). Smith, et al. (2010) gehen ebenfalls davon aus, dass Pyrolyse-Kondensate die auf der Biokohleoberfläche adsorbiert sind, die mikrobielle Atmung im Kompost erhöhen, da dieser Effekt auch im Boden beobachtet wurde. Zusätzlich argumentieren sie, dass Biokohle im Kompost auch einen Lebensraum für Mikroorganismen bietet und deshalb die mikrobielle Aktivität erhöht wird.

Einen weiteren Grund für eine höhere mikrobielle Aktivität in den Biokohlekomposten kann die Verringerung der Rohdichte um 67 g/l FS in den biokohlehaltigen Komposten sein, da hierdurch der Kompost aufgelockert und damit besser durchlüftet wird, wodurch für die Mikroorganismen eine bessere Sauerstoffversorgung gewährleistet wird. Bei Steiner, et al. (2011) wurde Biokohle als Füllstoff/Zuschlagstoff während der Kompostierung eingesetzt. Die Biokohlezugabe förderte das mikrobielle Wachstum und die Atmung. Dieses führten die Autoren ebenfalls auf eine bessere Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen zurück.

Auch in folgenden Arbeiten wird über eine steigende mikrobielle Aktivität im Kompost durch die Biokohlezugabe berichtet. Yoshizawa, et al. (2005) beobachteten eine Proliferation der Mikroorganismen und eine Kolonisierung der Biokohleoberflächen im Komposthaufen. Als Gründe dafür werden eine steigende Oberfläche, bevorzugte Feuchtigkeitsgehalte durch die steigende Wasserhaltekapazität sowie die Sorption von verfügbaren Kohlenstoffkomponenten angegeben. Theeba, et al. (2012) beschreiben einen Anstieg der Anzahl der Mikroorganismen in einem Geflügelmist-Stapel angereichert mit Biokohle aus Reishülsen. Auch in dieser Arbeit werden neben einem höheren Rückhalt von Wasser und Nährstoffen die positiven Eigenschaften der Biokohle als Zusatzstoff/Füllstoff verantwortlich gemacht.

Dass der Anstieg der mikrobiellen Aktivität nicht deutlicher/signifikant ausfällt ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass die Mikroorganismen schon im Kompost optimale Lebensbedingungen antreffen, so dass der vergleichsweise geringe Effekt der Biokohle kaum sichtbar ist.

Die **potentielle Ammoniumoxidation** ist in den Biokohlekomposten mit 10 – 15 Vol. % Biokohle tendenziell geringer. Die nitrifizierenden Mikroorganismen benötigen für ihren Stoffwechsel Ammonium, welches sie zu Nitrit oxidieren. In verschiedenen Studien wurde nachgewiesen, dass Ammonium an der Biokohle adsorbiert (Clough, et al., 2013), (Sarkhot, et al., 2013), (Tian, et al., 2016), (Fidel, et al., 2018), (Wang, et al., 2016), (Wang, et al., 2015), (Yang, et al., 2017), (Gai, et al., 2014), (Hale, et al., 2013), (Hollister, et al., 2013). Dieses Ammonium steht eventuell den nitrifizierenden Mikroorganismen für ihren Stoffwechsel nicht mehr zur Verfügung. Einige Autoren haben über einen Einfluss der Biokohle auf die Nitrifikation berichtet, (z.B. (Botha, 2016), (Dempster, et al., 2012), (Dempster, et al., 2011), (Clough, et al., 2013), (Sigua, et al., 2016). Sigua, et al. (2016) argumentierten, dass Ammonium welches an der Biokohle gebunden ist, für die nitrifizierenden Mikroorganismen nicht mehr verfügbar ist und somit auch weniger Nitrat gebildet wird. Botha (2016) fand heraus, dass alle biokohleenthaltenden Anwendungen eine N-Immobilisierung und sichtbare Hemmung der Nitrifikation während einer 60 Tage-Inkubation zeigten, unabhängig von der Art (Pinien-BK und Eukalyptus-BK) und

Menge (10 und 20 % BK) der eingesetzten Biokohle. Auch die Untersuchungen von Dempster, et al. (2012) und (2011) beschreiben eine Verringerung der Nitrifikation durch die Biokohleanwendung im Boden. Als Gründe werden die Sorption von NH_4 an der Biokohle oder der Rückhalt von NH_4 im Porenwasser angegeben, welcher bei den Biokohleanwendungen stärker ausgeprägt ist.

Der **Kompostwurm *Eisenia fetida*** zeigt bei direkter Gegenüberstellung von Kompost und Biokohlekompost in drei von vier Versuchen eine Bevorzugung des Komposts. Wurden der Kompost und der Biokohlekompost jeweils einem künstlichen Boden gegenübergestellt, bevorzugten die Würmer den Kompost bzw. BK-Kompost. So dass zumindest die Aussage getroffen werden kann, dass auch der Biokohlekompost als Lebensraum für Regenwürmer/Kompostwürmer geeignet ist.

Die meisten Studien zur Untersuchung des Einflusses von Biokohle auf die Fauna, speziell für den Regenwurm wurden für Böden und nicht zur qualitativen Überprüfung von Komposten durchgeführt. In diesen Arbeiten werden fünf Gründe aufgeführt, die das Vermeidungsverhalten gegenüber BK-applizierten Böden erklären sollen: eine geringere Feuchtigkeit, der pH-Effekt der Biokohle, die Abgabe toxischer Substanzen, die Änderung der Bodentextur und der Nährwert der Biokohle (Domene, 2016) (Sanchez-Hernandez, et al., 2019). In den, in der vorliegenden Arbeit untersuchten Komposten wurde der Wassergehalt auf 55 % der maximalen WHK eingestellt, so dass eine unterschiedliche Feuchtigkeit nicht Ursache für die Vermeidung gewesen sein kann. Der pH-Wert der Komposte wurde durch die Biokohlezugabe durchschnittlich nur um 0,1 angehoben, so dass auch hier kein Einfluss besteht. Da die für diese Versuche verwendete Biokohle sehr niedrige Gehalte an organischen Schadstoffen und Schwermetallen aufweist (Einhaltung der im EBC festgelegten Kriterien für Premiumbiokohle, außer Nickel = Qualitätsstufe basic, Einhaltung der Vorsorgewerte der BBodSchV für die Bodenart Lehm/Schluff, Organik > 8 %) ist auch eine Einfluss toxischer Substanzen nicht sehr wahrscheinlich. Möglich scheint es dagegen, dass sowohl der geringere Nährwert als auch eine Veränderung der Textur des Materials ausschlaggebend für das Regenwurmverhalten ist. Sanchez-Hernandez, et al. (2019) untersuchten das Vermeidungsverhalten von Regenwürmern (*Lumbricus terrestris*) und die Reaktion bestimmter Biomarker, die oxidativen Stress anzeigen sowie die Reaktion bestimmter Verdauungsenzyme in einem Boden dem unterschiedliche Mengen an Biokohle (aus Kaffeesatz) zugegeben wurde. Es zeigte sich, dass bei der höchsten BK-Menge (5 %) eine signifikante Vermeidung des BK-applizierten Bodens auftrat. Zusätzlich wurden schon ab 1 % BK Anzeichen von oxidativen Stress bei den Würmern beobachtet.

Bei der Auswertung der Literatur zeigt sich aber, dass die Ergebnisse der Studien zum Einfluss von Biokohle auf Regenwürmer stark variieren. Positive Effekte wurden beispielsweise in nachstehenden Untersuchungen ermittelt:

In einer Studie von Busch, et al. (2012) wurden verschiedene Pyrolysekohlen aus Erdnussschalen einem Boden zugegeben, im Anschluss wurde das Vermeidungsverhalten des Kompostwurms überprüft. In drei von vier Testläufen bevorzugte *Eisenia fetida* den Boden mit Pyrolysekohle. Inwiefern diese Bevorzugung mit einer Anhebung des pH-Werts zusammenhing war nicht deutlich herstellbar. Allerdings wurden positive Effekte der Biokohle im Boden in einigen Studien auch mit einer pH-Anhebung erklärt, z.B. (van Zwieten, et al., 2010a). Auch Trupiano, et al. (2017) ermittelten die potentielle Toxizität der von ihnen verwendeten Biokohle und des Komposts. Sie verwendeten *Lumbricus terrestris* L.. Es zeigten sich keine negativen Effekte auf diese Regenwurmart, vielmehr bevorzugte *Lumbricus terrestris* L. den Boden dem Biokohle zugegeben war.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die verwendete Biokohle (Inputmaterial, Pyrolysebedingungen) (Chan, et al., 2008), der ausgewählte Boden (z.B. pH-Wert, Nährstoffgehalt) (van Zwieten, et al., 2010a), (Liesch, et al., 2010), die eingesetzte Regenwurmart (Lehmann, et al., 2011) die Wirkung der Biokohle auf Regenwürmer bestimmt. Busch, et al. (2012) konnten zusätzlich

zeigen, dass das Ergebnis auch vom physiologischen Status der Würmer abhängt, da die aktiveren Würmer im Sommer die Biokohle stärker präferierten als die trägeren Würmer kurz nach dem Winter. Die **Pflanzentests** zeigen ohne Biokohlezugabe geringfügig bessere Werte. Dieses ist möglicherweise auf die bessere Verfügbarkeit von einigen Nährstoffen z.B. Phosphor in den Komposten zurückzuführen.

Auch Trupiano, et al. (2017) zeigten, dass Pflanzen (Salat: *Lactuca sativa L. var. Longifolia*) die im Boden mit Biokohle und Kompost gewachsen sind geringere Blattgrößen und Durchmesser aufwiesen, als die Pflanzen die im Boden mit Kompost gewachsen sind. Die Blattanzahl war allerdings für beide Materialien gleich. In dieser Studie zeigte sich, dass beide Zugabevarianten zu einem nährstoffarmen Boden zu positiven Effekten auf Pflanzenwachstum – und physiologie und auch auf bodenchemische und biologische Parameter führten. Dennoch wurden keine positiven synergistischen Effekte beobachtet wenn beide kombiniert angewendet wurden. Es zeigte sich, dass die Anwendung von reinem Kompost die besten Effekte auf Pflanzenwachstum und Ertrag sowie auf bestimmte chemische Bodenparameter erzielte. Als Gründe wurden die Erhöhung der Nährstoffgehalte von Gesamtstickstoff, -kohlenstoff und -phosphor sowie des verfügbaren Phosphors ermittelt. Die Anwendung von Biokohle + Kompost erhöhte nur den Gesamtkohlenstoffgehalt und den Gehalt an löslichem Phosphor.

Neben Untersuchungen zur Wirkung von Kompost und Biokohlekompost im Boden beschäftigten sich Trupiano, et al. (2017) auch mit Untersuchungen zur Phytotoxizität der von Ihnen eingesetzten Biokohle (Obstgartenschnitt) und Komposts (Olivenabfälle). Sie verwendeten einen Kressetest. Den Kressesamen wurde ein Extrakt aus 50 % sowie 75 % Biokohle bzw. Kompost, einer Kontrolle wurde deionisiertes steriles Wasser zugegeben. Bestimmt wurden die Keimungsrate der Kressesamen und die Wurzellänge. Es wurden drei Wiederholungen durchgeführt. Im Ergebnis zeigen sich keine Effekte der Biokohle auf die Kressekeimung und ihre Wurzellänge.

Zwischen den verschiedenen **Großansätzen** wurden hinsichtlich der **mikrobiellen Parameter** deutliche Unterschiede festgestellt. Diese ergeben sich aus den unterschiedlichen Eigenschaften der verschiedenen Inputstoffe in den Großansätzen. Für die Großansätze 2 und 3 wurde Grünschnitt, Rasenschnitt bzw. Wiesenmahd verwendet. Beide Großansätze zeigen unabhängig von der Biokohlezugabe vergleichbare Ergebnisse hinsichtlich der mikrobiellen Tests. Auch GA8 und GA10 zeigen vergleichbare niedrige Ergebnisse für die mikrobielle Biomasse und potentielle Ammoniumoxidation. Beiden Großansätzen wurde neben dem Grünschnitt und z.T. fermentierten Rasenschnitt Gesteinsmehl und Tonmehl zugegeben. Diese sind für die Mikroorganismen nicht verwertbar. GA11 zeigte die höchste mikrobielle Biomasse und potentielle Ammoniumoxidation. Diesem Ansatz wurde im Gegensatz zu allen anderen Großansätzen Laub und Gehölzschnitt als weitere Inputstoffe zugemischt. Welches für die Mikroorganismen offensichtlich gut verwertbare C-Quellen darstellt. Dieses führte offenbar zu höheren mikrobiellen Aktivitäten als bei den anderen Großansätzen.

Für die **Pflanzentests** gab es zwischen den verschiedenen Großansätzen nur vereinzelt signifikante Unterschiede. Möglicherweise reagieren die verwendeten Pflanzen nicht empfindlich genug auf die Veränderung der Inputstoffe bzw. sind die Nährstoffgehalte trotz einiger Variationen in den unterschiedlichen Ansätzen ausreichend um die Ansprüche der verwendeten Pflanzen zu erfüllen.

Grundsätzlich kann aufgrund der geringen Unterschiede zwischen den Komposten und Biokohlekomposten davon ausgegangen werden, dass Komposte und Biokohlekomposte (10 und 15 % BK) eine ähnliche biologische Qualität aufweisen.

Biokohlemengen und Vergleich aktivierter und nicht aufgeladener Biokohle

Für diese Versuche wurden mit steigenden Biokohlemengen im Kompost kontinuierliche Anstiege des pH-Wertes und des Kohlenstoffgehaltes ermittelt. Die Rohdichte nahm mit steigender Biokohlemenge kontinuierlich ab. Die Wasserhaltekapazität wurde nicht wesentlich verändert, wenn Biokohle zugegeben wird. Die aufgeladene Biokohle führt dem Kompost mehr Nährstoffe zu, deshalb ist hier eine Erhöhung des N-Gehaltes und der löslichen Nährstoffe deutlicher ausgeprägter als bei der reinen Biokohle. Für die mikrobielle Biomasse zeigt die zunehmende Menge an Biokohle in den Versuchen unterschiedliche Ergebnisse. Die Verringerung der mikrobiellen Biomasse tritt bei dem ersten Versuch erst zwischen 30 und 50 % BK-Zugabe auf. Bei dem zweiten Versuch tritt diese Reduzierung schon bei geringem Mengen von 1 bzw. 5 % Zugabe auf. Die potentielle Ammoniumoxidation wird durch eine Biokohlezugabe gefördert. Eine Beeinträchtigung dieser mikrobiellen Leistung tritt erst bei hohen Biokohlegaben von 40 bzw. 50 % und nur für die unbehandelte Biokohle auf.

Der **erste Versuch (UA-Ansätze)** zeigt bei 15 % Biokohlezugabe eine nicht signifikante Förderung der **mikrobiellen Biomasse**. Bei 30 % Zugabe ist die mikrobielle Biomasse wieder auf den Wert des Komposts gesunken. Bei 50 % Biokohlezugabe wird eine deutliche Reduzierung gemessen. Die geringfügige Erhöhung der mikrobiellen Biomasse bei 15 % BK-Zugabe wurde auch schon für die Versuche zum Vergleich von Kompost und Biokohlekompost beobachtet. Die Angleichung der mikrobiellen Biomasse an den Ausgangswert bei 30 % BK-Zugabe bzw. die Reduzierung der mikrobiellen Aktivität ab einer Einmischung von 50 % Biokohle ist wahrscheinlich auf das gestiegene C/N-Verhältnis zurückzuführen. Bei 15 % BK-Einmischung lag das C/N-Verhältnis noch bei 27, bei 30 % Einmischung bei 36 und bei 50 % Einmischung bei 43. Je kleiner aber das C/N Verhältnis von organischem Material ist, desto mehr kann es von Bodenorganismen als Nahrung genutzt werden, da die Stickstoffverfügbarkeit oft den begrenzenden Faktor für das Wachstum von Organismen darstellt. Es ist auch möglich, dass Biokohle die Aktivität von Mikroorganismen nicht nur aufgrund einer geringen Qualität des Kohlenstoffs limitiert, sondern das Vorhandensein von Toxinen ein Grund für die Abnahme der mikrobiellen Aktivität ist. Allerdings hätte dieser Effekt dann auch schon bei 15 % BK-Einmischung und auch für die Nitrifizierer auftreten müssen. Eine Verringerung der CO₂-Bildung in Böden denen Biokohle zugegeben wurde kann auch durch die Chemisorption des ausgeatmeten CO₂ an der Biokohleoberfläche entstehen. Allerdings tritt in dieser Arbeit der Effekt auf, dass die **Basalatmung** auch noch bei 50 % BK-Zugabe die gleichen Werte erreicht, wie für 15 % und 30 % BK-Zugabe, aber die substratinduzierte Atmung bzw. die daraus errechnete mikrobielle Biomasse ab 50 % BK-Zugabe deutlich abnimmt. Der **metabolische Quotient**, der sich aus Basalatmung und mikrobieller Biomasse errechnet nimmt mit Biokohlezugabe daher kontinuierlich zu. Er stellt ein indirektes Maß für das Vermögen einer mikrobiellen Lebensgemeinschaft, organische Substanz umzusetzen dar. Ein hoher metabolischer Quotient deutet auf eine Störung dieser Lebensgemeinschaft hin (www.pflanzenforschung.de). Je höher der metabolische Quotient ist, umso weniger sind die Mikroorganismen in der Lage die organische Substanz umzusetzen. Das heißt je höher die Biokohlemenge im Kompost umso schlechter kann die organische Substanz von den Mikroorganismen verwertet werden. Auch bei Jindo, et al. (2012b) wurde durch die Zugabe von 2 % Biokohle zu einem Hühnermist eine verringerte mikrobielle Biomasse beobachtet. Als Grund wurde die Sorption von leicht verfügbaren Kohlenstoffquellen an der Biokohle angegeben.

Die **Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen** steigt mit zunehmender Menge an Biokohle im Kompost. Diesen Ergebnis erscheint auf den ersten Blick nicht schlüssig, denn es wurde gleichzeitig eine Verringerung des Nmin-Gehalts (Ammonium + Nitrat) in den Proben ermittelt. Dafür ist zum einen die Adsorption von Ammonium an der Biokohle bzw. der Rückhalt von Ammonium im Porenwasser

aufgrund einer besseren Wasserspeicherkapazität verantwortlich und zum anderen auch die geringeren Mengen dieser Stoffe in der Biokohle. Die Sorption von Ammonium an der Biokohle bzw. auch ihr Rückhalt im Porenwasser wurde in mehreren Studien bestätigt, z.B. (Fidel, et al., 2018), (Wang, et al., 2015), (Lehmann, et al., 2003), (Tian, et al., 2016). Einige Studien, welche auch die Nitrifikation betrachten, beschreiben eine aufgrund der/des Sorption/Rückhalts verringerte Bioverfügbarkeit und somit geringere Nitrifikationsraten, z.B. (Clough, et al., 2013), (Dempster, et al., 2011), (Botha, 2016). Positive Effekte auf die Nitrifikation wurden hauptsächlich in Studien ermittelt, die den Einfluss der Biokohle auf diesen Parameter in Waldböden untersuchten (Rogovska, et al., 2011), (Wardle, et al., 2008). Als Ursachen wurden von den Autoren eine pH-Anhebung genannt (Glaser, et al., 2002), die Bindung von nitrifikationshemmenden Substanzen (z.B. Phenolen) durch Holz- bzw. Biokohle und die Adsorption von organischen Verbindungen mit weitem C/N Verhältnis welche die N-Immobilisation fördern (Ball, et al., 2010), (Berglund, et al., 2004), (Bornemann, et al., 2007), (DeLuca, et al., 2006), (DeLuca, et al., 2009). Wenn in Ackerböden eine Stimulierung des Abbaus organischer Verbindungen beobachtet wurde, lagen die Ursachen in der Verbesserung der Bodenreaktion durch BK-Zugabe und/oder der Anhebung geringer Ausgangsgehalte leicht mineralisierbarer Stoffe (Luo, et al., 2012), (Nelissen, et al., 2012). In den hier vorgestellten Untersuchungen profitieren die Nitrifizierer von der leichten Anhebung des pH-Werts und der verbesserten Sauerstoffversorgung durch die verringerte Rohdichte. Nach Ottow (2011) ist die Nitrifikation wie auch die Nitratation in erster Linie abhängig von der O₂-Versorgung und dem pH-Wert. Voraussetzung ist eine hohe Substratkonzentration zu Beginn und eine hohe Anfangspopulationen an Nitrifikanten. Inwieweit das an der Biokohle sorbierte Ammonium in diesen Versuchen bioverfügbar war, wurde nicht untersucht. Allerdings wurde beispielsweise bei Taghizadeh-Tossi, et al. (2011) nachgewiesen, dass Ammoniak welches an der Biokohle sorbiert, für Pflanzen (*Lolium perenne* L.) verfügbar ist. Grundsätzlich hängt die Bioverfügbarkeit eines Stoffes von verschiedenen Faktoren ab. Dazu zählen die Eigenschaften des Stoffes (z.B. Löslichkeit), die Bodeneigenschaften (z.B. pH-Wert, Korngröße), die biologischen Charakteristika der Organismen (z.B. Bindungsstellen im Organismen, Ernährungszustand) oder auch das Klima (z.B. Temperatur) (Fent, 2007). Durch die Biokohle wird diesem System noch ein weiteres zu betrachtendes Element hinzugefügt. Unter welchen Bedingungen ein Stoff, im Speziellen Ammonium unter Biokohleeinfluss bioverfügbar ist oder nicht sollte deshalb Gegenstand weiterer Untersuchungen sein. Auch muss dabei die hohe Varianz der Biokohlen berücksichtigt werden. Sicher ist es allerdings, dass bei diesem Versuch für die Nitrifizierer bei 30 % BK-Zugabe alle Parameter im optimalen Bereich liegen. Erst bei 50 % Biokohle-Zugabe wird eine Verringerung der potentiellen Ammoniumoxidation gemessen, so dass hier eine Beeinträchtigung des Lebensraumes der Nitrifizierer vorliegt.

Im **zweiten Versuch (GA-Ansätze)** wird die **mikrobielle Biomasse** schon bei geringen BK-Gaben reduziert. Dieses betrifft auch die aktivierte Biokohle. Für diesen Versuch wurde eine andere Biokohle eingesetzt, als für den ersten Versuch. Möglicherweise hatte diese Biokohle aufgrund ihres höheren Alters andere sorptive Eigenschaften. Mit der Alterung der Biokohle erhöhen sich infolge der Oxidation ihrer Oberfläche ihre funktionellen Gruppen. So dass es eventuell zu einer stärkeren Anlagerung verfügbarer organischer Kohlenstoffquellen gekommen ist, die den Mikroorganismen zunächst entzogen wurden. Glaser, et al. (2013) erklären beispielsweise eine Verringerung von Kohlenstoffverlusten in Biokohlekomposten mit einer Fixierung von gelöstem organischem Kohlenstoff an der Biokohle, so dass dieser einer weiteren mikrobiellen Zersetzung entzogen wurde. Wu, et al. (2017) führen Unterschiede in den Ergebnissen verschiedener Studien zur mikrobiellen Biomasse auch auf unterschiedliche C/N-Verhältnisse mit variierenden Verfügbarkeiten zurück. Des Weiteren haben

sowohl die Biokohle als auch die aktivierte Biokohle einen geringeren Gehalt an löslichen Nährstoffen (z.B. Phosphor und Magnesium) als der Kompost. So das möglicherweise die steigende Limitation dieser Nährstoffe mit steigenden Biokohlegaben zu einer Hemmung der mikrobiellen Aktivität führte.

Bei der **potentiellen Ammoniumoxidation** führt die Zugabe von Biokohle, wie im ersten Versuch, zunächst zu einer Steigerung (bis 20 % Zugabe). Ab 40 % Zugabe wird eine Verringerung der Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen gemessen. Die optimalen Lebensbedingungen liegen für die nitrifizierenden Mikroorganismen bei einer Biokohlezugabe von 20 %.

Ein signifikanter Einfluss einer steigenden Biokohlemenge auf die **Keimung und frühe Pflanzenentwicklung von Kresse und Chinakohl** wurde nicht festgestellt. Der Kressetest und der Chinakohltest zur Pflanzenverträglichkeit zeigen erst bei den Ansätzen mit 100 % Biokohle eine Pflanzenunverträglichkeit.

Die unterschiedlichen Wirkungen der Biokohle auf die mikrobiellen Parameter lassen sich im Wesentlichen damit erklären, dass für die 2 Versuche verschiedene Biokohlen eingesetzt wurden. Für den GA2-Versuch wurde eine Biokohle der Carbon Terra eingesetzt, für die UA-Ansätze die im Botanischen Garten produzierte Biokohle. Diese weisen aufgrund unterschiedlicher Inputmaterialien, Pyrolysebedingungen und aufgrund ihres unterschiedlichen Alters verschiedene chemische, physikalische und biologische Eigenschaften auf.

Urin/Pferdemist/aktivierte Biokohle

Unterschiede zwischen den GA10 Ansätzen mit unterschiedlichen stickstoffreichen Materialien sind für die einzelnen Parameter nur geringfügig. In der Regel hat sich durch die Zugabe der verschiedenen N-reichen Materialien (aktivierte Biokohle, Pferdemist und Urin) der Salzgehalt, der Gesamtkohlenstoffgehalt und das C/N-Verhältnis erhöht. Bei den biologischen Parametern hat die Zugabe von Urin, Mist und aktivierter Biokohle i.d.R. nur die mikrobiellen Parameter beeinflusst. Die mikrobielle Biomasse wird durch die Zugabe nährstoffreicher Materialien gefördert, die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen gehemmt. Die Nitrifizierer reagieren wahrscheinlich empfindlicher auf eine Erhöhung des Salzgehaltes. Positiv reagieren die Nitrifizierer auf eine Mischung von Urin und Biokohle im Kompost.

Auch im zweiten Versuch reagieren die Nitrifizierer positiv auf Urin-Biokohle-Komposte, es zeigt sich allerdings, dass ab einer bestimmten Urinmenge eine Reduzierung der potentiellen Ammoniumoxidation auftritt. Obwohl die Nitrifizierer zunächst vom steigenden N_{\min} -Gehalt profitieren, kommt es ab einer Zugabe von 100 ml Harn zu einer deutlichen Reduzierung der Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen. Für die mikrobielle Biomasse kommt es im zweiten Versuch ebenfalls zu einer Reduzierung mit steigender Urinzugabe. Sowohl die potentielle Ammoniumoxidation als auch die mikrobielle Biomasse werden wahrscheinlich von dem gesunkenen pH-Wert und dem gestiegenen Salzgehalt beeinflusst.

Lagerung

Durch die Lagerung der Komposte und Biokohlekomposte reduziert sich i.d.R. der pH-Wert, die maximale Wasserhaltekapazität, der Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff sowie die organische Substanz im Kompost und Biokohlekompost. Auch die **Mikroorganismen** zeigen eine deutliche Verringerung ihrer Aktivität durch die Lagerung der Komposte. Für die Biokohlekomposte fiel die Reduzierung der mikrobiellen Aktivität im Zuge der Lagerung allerdings geringer aus als für die

Komposte. Dieses hängt möglicherweise damit zusammen, dass sich der Gesamtkohlenstoffgehalt nur in den Komposten verringert, nicht in den Biokohlekomposten. Die geringeren Kohlenstoffverluste in BK-Komposten lassen sich mit der Reduzierung der löslichen organischen Inhaltsstoffe im Biokohlekompost erklären (Dias, et al., 2010). Glaser, et al. (2013) beschreiben eine Fixierung von gelöstem organischem Kohlenstoff an der Biokohle, so dass dieser einem weiteren mikrobiellen Abbau entzogen wurde. Es ist daher denkbar, dass die fixierten Kohlenstoffverbindungen zwar zunächst für Mikroorganismen nicht verwertbar sind, aber mit Ablauf der Zeit wieder verfügbar werden. Das heißt die Mikroorganismen haben zwar zeitweilig weniger zersetzbare organische Material werden aber kontinuierlich versorgt.

Die angewendeten **Pflanzentests** zeigen i.d.R. keine Veränderung der Qualität der Komposte/Biokohlekomposte durch die Lagerung an.

Für den **Regenwurmfluchttest** ergibt sich für einen Versuch mit 5 Wiederholungen eindeutig eine Bevorzugung des Kompostes ohne Kohle, die durch die Lagerung der Materialien noch größer wird. In einem anderen Versuch (GA3 Großansatz) wurde eine Mortalität von 26 % nach der Lagerung festgestellt. Auffällig war, dass die Mehrzahl der überlebenden Würmer in vier von den fünf Ansätzen im BK-Kompost zu finden waren. Da alle gemessenen chemisch-physikalischen Parameter sowohl zwischen Kompost und Biokohlekompost als auch zwischen gelagertem Kompost und gelagertem Biokohlekompost keine großen Abweichungen aufwiesen, kann nur die Vermutung angestellt werden, dass während der Lagerung gebildete für die Würmer toxische Substanzen an der Biokohle sorbiert wurden und somit negative Effekte weniger stark ausgeprägt waren.

Ansäuerung

Die Ansäuerung der Substrate mit Schwefel führt zu einer Verringerung des pH-Werts und einer Erhöhung des Salzgehalts. Besonders der niedrige pH-Wert der Schwefelkomposte und Schwefel-Biokohlekomposte führt zu einer Verringerung der mikrobiologischen Aktivität. Für die meisten Mikroorganismen liegt der optimale pH-Wert in neutralen Bereich (Ottow, 2011). Die Wasserstoffionen-Aktivität reguliert das mikrobielle Wachstum maßgeblich, da mit zunehmender Versauerung die Dissoziation der Metaboliten im Stoffwechsel verringert wird. Dadurch kommt es zur Hemmung des Stoffwechsels und der Energiegewinnung.

Herstellungsverfahren

Die Biokohle führt bei allen Herstellungsverfahren zu einer Erhöhung des Gesamtkohlenstoffs und des C/N-Verhältnisses. Die verfügbaren Nährstoffe sind für alle Herstellungsverfahren mit Biokohle geringer als in den biokohlefreien Substraten. Dennoch zeigen die Ergebnisse für die biologischen Tests differenzierte Ergebnisse. Grob lässt sich die Aussage treffen, dass die mikrobielle Biomasse i.d.R. geringer wird, der metabolische Quotient steigt oder gleichbleibend ist und die potentielle Ammoniumoxidation in den meisten Fällen gehemmt ist. Im Regenwurmfluchttest wurde keine Reaktion der Würmer auf die BK-Zugabe ermittelt. Das Gleiche gilt für den Kressetest. Die Gründe für die Veränderung der mikrobiellen Parameter wurde unter den Punkten Kompost vs. Biokohlekompost und steigende Mengen an Biokohle diskutiert.

Die **mikrobiellen Parameter** sind in den fermentierten Substraten signifikant höher als in den Kompostvarianten. Das liegt an den für Mikroorganismen gut verwertbaren organischen Kohlenstoffquellen. Während der Fermentation werden organische Materialien konserviert und somit erst im Anschluss von den Mikroorganismen verwertet.

Eine Wurmvererdung im Anschluss an die Kompostierung oder Fermentation führt zu einer niedrigeren mikrobiellen Biomasse und potentiellen Ammoniumoxidation, da durch die Würmer

Nährstoffe verbraucht und der Kohlenstoffumsatz durch Mikroorganismen gesteigert wurde, so dass im Endprodukt weniger Nährstoffe verfügbar waren. Aus diesem Grund zeigt *Eisenia fetida* im Fluchttest eine Bevorzugung der nicht wurmvererdeten Materialien.

Die **Pflanzentests und der Kresstest zur Detektion phytotoxischer Gase** zeigen keine Unterschiede zwischen den Herstellungsvarianten an. Die Unterschiede sind hier nicht stark genug bzw. die Tests nicht empfindlich genug um Unterschiede aufzuzeigen.

Komposte und Biokohlekomposte externer Produzenten (Referenzmaterialien)

Die Biokohlekomposte haben eine höhere mikrobielle Biomasse und eine höhere Nitrifikationsaktivität als die Komposte. Zusätzlich weisen sie eine höhere Wurzellänge beim Kresstest auf. Die Effekte sind durch den höheren Gehalt an organischer Substanz, Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff durch Gärrestzugabe sowie auf die geringere Rohdichte der Biokohlekomposte zurückzuführen.

In den Versuchen wurden je nach eingesetzter Biokohle, eingesetztem Kompost und in Abhängigkeit der BK-Menge unterschiedliche Ergebnisse für die mikrobiellen Parameter erzielt.

Eine Menge von 10 - 15 % Biokohle führt nur zu geringfügigen Unterschieden zwischen Kompost und Biokohlekompost. Deutliche Unterschiede treten dagegen zwischen verschiedenen Großansätzen mit unterschiedlichen Inputstoffen auf. Die Biokohleeffekte werden hier offensichtlich durch die Eigenschaften der Kompostmatrix maskiert. Erst bei hohen BK-Gaben über 30 % treten deutliche Effekte auf. Es kommt zu einer Reduzierung der mikrobiellen Biomasse und einer Reduzierung der potentiellen Ammoniumoxidation. In einem Versuch zeigt sich allerdings schon eine Reduzierung der mikrobiellen Biomasse bei sehr niedrigen Zugaben ab 1 % Biokohle. Möglicherweise ist eine stärkere Sorption von verfügbaren organischen Materialien an der verwendeten Biokohle ausschlaggebend. Grundsätzlich ist die Bioverfügbarkeit von sorbierten Stoffen (Kohlenstoffverbindungen, Ammonium) das wesentliche Kriterium ob trotz Sorption eine Hemmung oder Förderung der mikrobiellen Aktivität auftritt. Die Kompost- bzw. Bodeneigenschaften (z.B. pH), die Biokohleeigenschaften (z.B. Oxidationsgrad) und die Umgebungsbedingungen (z.B. Temperatur, Niederschläge) sind dabei wichtige Parameter, die in weiteren Studien durch Verwendung unterschiedlicher Bodenarten und Biokohlen in Labor- und in Feldstudien zu berücksichtigen sind.

Gerade hinsichtlich der Bewertung der Biokohlekomposte für das Pflanzenwachstum ist zu beachten, dass die hohen Nährstoffgehalte des Komposts die Biokohleeffekte verdecken können (Trupiano, et al., 2017). Für die Anwendung im Boden ist es allerdings möglich, dass sich durch die kombinierte Anwendung von Kompost und Biokohle gegenüber der reinen Kompostanwendung über die Zeit Vorteile ergeben (Trupiano, et al., 2017). Kompost ist i. d. R. innerhalb von 5 Jahren abgebaut, wohingegen die Biokohle über eine lange Zeit im Boden verbleibt (Glaser, et al., 2002), (Kuzyakov, et al., 2009).

4.1.5.2 Eignung der ausgewählten biologischen Testverfahren zur Überprüfung der Kompost/Biokohlekompost-Qualität

In diesem Kapitel wird behandelt, inwieweit die eingesetzten Materialien Biokohle und Biokohlekompost mit Hilfe der ausgewählten Tests umfassend biologisch charakterisiert sowie Aussagen hinsichtlich der biologischen Qualität von Biokohlekomposten möglich waren. Die im Kapitel 2.2.5 genannten Kriterien hohe Akzeptanz/wissenschaftliche Validierung/hoher Standardisierungsgrad, Praktikabilität in Bezug auf Ressourcen und Aufwand/gute Kosteneffizienz, Empfindlichkeit, ökologische Signifikanz, Reproduzierbarkeit wurden bei der Auswahl der biologischen Verfahren angewendet:

i) Hohe Akzeptanz/wissenschaftliche Validierung/hoher Standardisierungsgrad

Alle ausgewählten Tests wurden nach den entsprechenden Richtlinien/Verfahren des Deutschen Instituts für Normung bzw. dem Methodenbuch des BGK e.V. durchgeführt.

ii) Praktikabilität in Bezug auf Ressourcen und Aufwand/gute Kosteneffizienz

Bei allen Tests handelt es sich um einfache und mit wenig Zeitaufwand (1 Tag - 2 Wochen) durchzuführende Verfahren. Die Materialkosten zur Durchführung der Tests sind als gering einzustufen.

iii) Empfindlichkeit

Die mikrobiologischen Tests erwiesen sich als empfindlich genug und konnten Unterschiede zwischen verschiedenen Komposten/Biokohlekomposten gut abbilden. Die Abb. 4.38 und **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** stellen die Ergebnisse der mikrobiellen Biomasse und potentielle Ammoniumoxidation für die Biokohlekomposte der Großansätze 2, 3, 8, 10 und 11 dar.

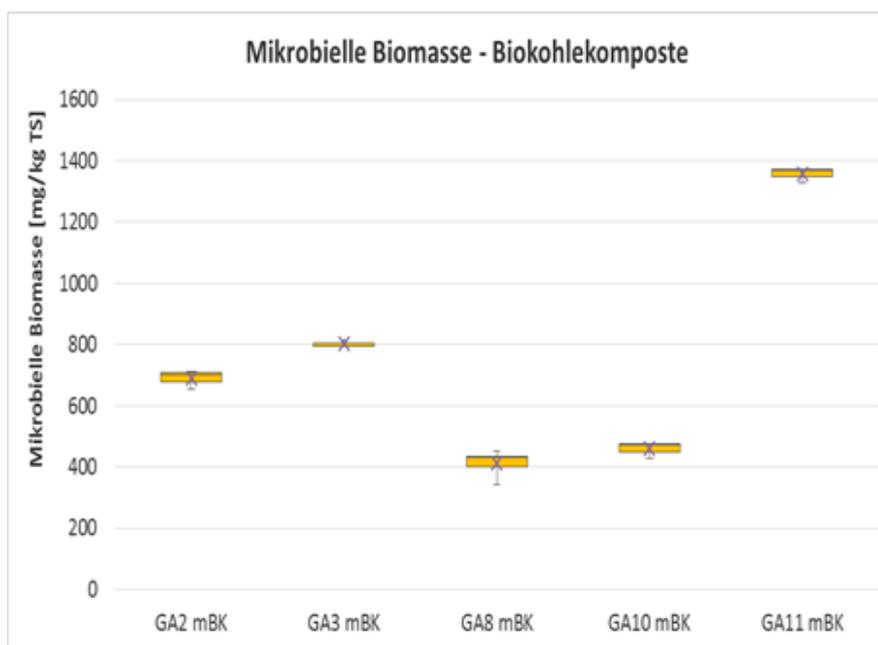


Abb. 4.38: Mikrobielle Biomasse der Großansätze

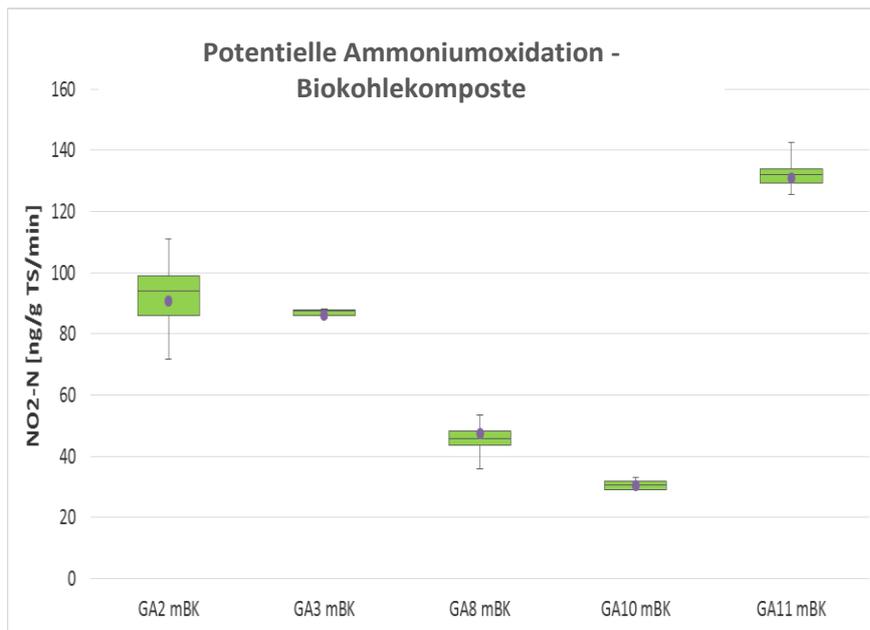


Abb. 4.39: Potentielle Ammoniumoxidation der Großansätze

Zudem zeigt sich auch zwischen beiden mikrobiologischen Tests eine gute Übereinstimmung. GA11 erreicht bei beiden Tests die höchsten mikrobiellen Aktivitäten. Die niedrigsten Werte werden ebenfalls für beide Tests für GA3 und GA8 gemessen. Im mittleren Bereich befinden sich die Werte für die mikrobielle Biomasse und die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen für den Großansatz 2. Die Pflanzentests reagieren auf die Biokohlezugabe i. d. R. nicht deutlich. Auch Steigerungen der BK-Menge bis zu 50 % führten nicht zu signifikanten Ergebnissen. Werden die Gehalte an verfügbaren Nährstoffen betrachtet, die durch das Einbringen der Biokohle reduziert oder erhöht wurden, zeigt sich dass diese Veränderung nicht zu einer gravierenden Nährstoffreduzierung oder -erhöhung im Kompost führt. Die Nährstoffgehalte des Komposts konnten somit die Effekte der Biokohle verdecken.

IV Ökologische Signifikanz

Mikroorganismen sind als Destruenten maßgeblich am Ab-, Um- und Aufbau der organischen Substanz beteiligt. Die Bestimmung verschiedener mikrobieller Aktivitäten (Basalatmung, Substratinduzierte Atmung/mikrobielle Biomasse, potentielle Ammoniumoxidation) erlaubt einen Rückschluss, in wie weit die Nährstoffzyklen insbesondere der Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf) beeinträchtigt sind. Viele Regenwurmarten haben eine große Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit. Sie ernähren sich von totem organischem Material, scheiden Ton-Humus-komplexe aus und Durchmischen den Boden. Dadurch verbessern sie die Wasserhaltekapazität, die Nährstoffspeicherung und die Durchlüftung von Böden. Sie können Schadstoffen über den Boden, das Wasser und die Luft ausgesetzt sein.

Pflanzen sind die Lebensgrundlage für Tiere und Menschen. Sie reagieren auf die Gesamtheit aller Faktoren eines Kompostes/Bodens und nicht ausschließlich auf einzelne Parameter. Mit Pflanzentests können qualitative Mängel von Komposten besser aufgezeigt werden (Fuchs, 1996).

V Reproduzierbarkeit/Vergleichbarkeit

Alle Tests wurden in mehrfacher Wiederholung durchgeführt:

- Basalatmung: 5 - 8 -fach
- Substratinduzierte Atmung/mikrobielle Biomasse: 3 -fach
- Potentielle Ammoniumoxidation: 4 -fach

- Regenwurmfluchttest: 5 -fach
- Kresstest zur Detektion phytotoxischer Gase: 10 -fach
- Chinakohltest zur Pflanzenverträglichkeit: 3 -fach
- Kresstest zur Pflanzenverträglichkeit: 10 – fach

Die Ergebnisse waren für alle Tests reproduzierbar.

Die Tab. 4.24 gibt eine Zusammenfassung der Bewertung der ausgewählten Testverfahren zur Beurteilung von Biokohlekomposten nach den aufgeführten Kriterien wieder. Eine positive Bewertung hat die Bezeichnung +, eine negative Bewertung die Bezeichnung -

Tab. 4.24: Bewertung der ausgewählten Verfahren nach den oben aufgeführten Kriterien

Bezeichnung/ Ziel	Methode	i	ii	iii	iv	v
Biomasse Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (substratinduzierte Respiration)	DIN EN ISO 14240-1	+	+	+	+	+
Potentielle Ammoniumoxidation Bestimmung der potentiellen Nitrifizierung	DIN ISO 15685:2004-09	+	+	+	+	+
Regenwurmfluchttest Bestimmung der Auswirkungen auf die Fauna an Hand der Substrat-Präferenz	DIN ISO 17512-1: 2010-06	+	+	+	+	+
Kresstest Detektion phytotoxische Gase	BGK e.V., IV. A4	+	+	-	+	+
Kresse-Test Bestimmung der Pflanzenverträglichkeit (Keimung und frühe Wurzelentwicklung)	DIN EN 16086-2:2012-01	+	+	-	+	+
Chinakohltest Bestimmung der Pflanzenverträglichkeit im Keimungstest	BGK e.V., IV. A3	+	+	-	+	+

Bewertungskriterien: I = Standardisierungsgrad, II = Praktikabilität, III = Empfindlichkeit, IV = Ökologische Signifikanz, V = Reproduzierbarkeit

Die angewendeten Verfahren aus dem Boden- und Kompostbereich haben sich als geeignet erwiesen Biokohlekomposte hinsichtlich ihrer Qualität zu bewerten.

Unterschiede zwischen Komposten und Biokohlekomposten waren allerdings mit den eingesetzten Pflanzentests selbst bei hohen BK-Mengen nicht deutlich nachweisbar. Auch wurden Unterschiede zwischen den Großansätzen wurden nur vereinzelt abgebildet.

Biologische Testverfahren stoßen in ihrer Anwendung auf bestimmte Grenzen. Ihre Ergebnisse beziehen sich nur für den untersuchten Kompost/Boden und auf den Zeitpunkt der Untersuchung, da veränderte Kompost-/Bodeneigenschaften (z.B. pH-Wert oder C_{org}) auch bei identischen Gehalten an Biokohle unterschiedliche Wirkungen entwickeln. Die Sensitivität von Organismen gegenüber bestimmten Stoffen kann aufgrund spezieller biologischer Eigenschaften signifikant von einer Art zur anderen Art abweichen (DIN ISO 17616:2009-11). Selbst innerartliche Unterschiede können auftreten. Beispielsweise reagiert *Lumbricus terrestris* empfindlicher auf MKW-Kontaminationen als seine Artgenossen *Eisenia fetida* und *Allolobophora chlorotica*. Die Empfindlichkeit von Tieren kann auch in unterschiedlichen Phasen des Lebenszyklus verschieden sein. Des Weiteren sind Interaktionen mit anderen Stoffen die zu additiven, synergistischen und /oder hemmenden Wirkungen führen sowie indirekte Wirkungen bedingt durch ökologische Beziehungen zu berücksichtigen. Biologische Tests ermöglichen keine Rückschlüsse auf den Einfluss einzelner Parameter, denn Wirkungen auf einen Organismus sind nicht monokausal. Dafür erfassen sie die Gesamtheit der Wirkungen die von einem Testgut ausgehen und erlauben somit Rückschlüsse auf dessen Qualität.

4.1.5.3 Ableitung von biologischen Qualitätskriterien anhand der durchgeführten Versuche

Bei der Bewertung der chemisch-physikalischen Qualität von Komposten und Biokohlekomposten konnte auf diverse Vergleichswerte (Wertebereiche der Bundesgütegemeinschaft Kompost und der LAGA M10) zurückgegriffen werden. Zur Überprüfung der biologischen Eigenschaften eines Komposts gibt es nur wenige Tests die im Methodenbuch der Bundesgütegemeinschaft Kompost aufgelistet sind. Für diese Arbeit wurden aus diesem Repertoire zur Ermittlung der Pflanzenverträglichkeit der Chinakohltest, zur Detektion der phytotoxischen Gase der Kressetest und zur Überprüfung des Rottegrades der Test zur Atmungsaktivität (Basalatmung) durchgeführt.

Neben den ausgewählten Methoden der BGK e.V. wurden weitere Tests angewendet, die ursprünglich zur Überprüfung der Bodenqualität eingesetzt werden. Dazu gehören die Tests zur Ermittlung der mikrobiellen Biomasse, zur potentiellen Ammoniumoxidation, der Regenwurmfluchttest und der Kressetest zur Pflanzenverträglichkeit (siehe Methoden). Für diese Tests liegen für die Beurteilung von Komposten demnach keine Grundlagen/Kriterien vor.

Die Bundesgütegemeinschaft Kompost und die LAGA-M10 nutzen Wertebereiche/Wertespannen um die Einschätzung der Qualität von produzierten Komposten zu ermöglichen. Diese Bereiche/Spannen stellen den Wertebereich dar, innerhalb dessen 75 % der Werte für die ausgewerteten Komposte liegen. Zur Ableitung von Wertebereichen für die oben genannten Testverfahren wird folgendermaßen vorgegangen:

Zunächst wurden von allen untersuchten Komposten und Biokohlekomposten wichtige statistische Werte (Minimum, Maximum, der Mittelwert) und Lageparameter (Median, Quartile 1 und 3, Perzentil 0,125 und 0,875) ermittelt. Dann wurde der Bereich zwischen dem geringsten 0,125-Perzentil-Wert (12,5 %) und dem höchsten 0,875-Perzentil-Wert (87,5 %) als Wertespanne für die Beurteilung der für diese Arbeit untersuchten Komposte/Biokohlekomposte angewendet (roter Bereich in folgenden Diagrammen). Es handelt sich dabei um eine Wertespanne innerhalb derer 75 % der gemessenen Werte liegen. In die Werte und Lageparameter wurden die reinen Biokohlen und die aktivierte

Biokohle, sowie für die Auswertung der einzelnen Versuche mehrfach benutzte Werte nicht mit einbezogen.

Da der Ist-Zustand noch keine Bewertung als positiv oder negativ zulässt, muss zunächst ein Beurteilungsmaßstab bzw. eine Referenz herangezogen werden, welcher einen guten ökologischen Zustand definiert. Abweichungen von dieser Referenz können dann als positiv oder negativ bewertet werden.

Da zwischen Komposten und Biokohlekomposten hinsichtlich der biologischen Parameter keine signifikanten Abweichungen voneinander festgestellt wurden, ist es möglich gleiche Beurteilungsmaßstäbe anzunehmen.

Als Referenz dienen in dieser Arbeit zwei Komposte und zwei Biokohlekomposte externer Produzenten, die nachweislich eine gute Qualität aufwiesen. Der Mittelwert der Referenzmaterialien wird als Bezugsreferenz genommen (grüne Linie in den folgenden Diagrammen). Der Wertebereich wird um diesen Bezugspunkt wie folgt festgelegt:

Es werden die Differenzen zwischen Median (MW) und 0,125 Perzentil und zwischen 0,875 Perzentil und Median aus den oben gezeigten Werten ermittelt um die Abweichung nach unten bzw. nach oben zu erhalten:

- = Differenz 0,125 Perzentil und Median:
- = Differenz 0,875 Perzentil und Median:

Berechnung der neuen Spanne (Bezug MW der Referenzmaterialien):

Zur Berechnung der neuen Wertespanne wird die Differenz aus dem 0,875-Perzentil und Median zum Mittelwert der Vergleichsmaterialien addiert und die Differenz aus dem 0,125-Perzentil und Median vom Mittelwert der Vergleichsmaterialien subtrahiert. Die Ergebnisse unter Einbeziehung der Standardabweichung zeigen die ermittelte Wertespanne.

Bei den Pflanzentests wurde keine Spanne ermittelt, sondern eine untere Grenze festgelegt.

Die Beschriftung der x-Achsen (Bezeichnung der Komposte/Biokohlekomposte) der zusammenfassenden Abbildungen 4.41, 4.43, 4.45, 4.47, 4.51, 4.53, 4.55 sind im Anhang C nochmals von links nach rechts dargestellt.

Basalatmung

Beim Abbau der organischen Substanz wird Sauerstoff verbraucht und CO₂ gebildet. Sowohl das verbrauchte O₂ als auch das ausgestoßene CO₂ können als Maß für die aerobe Atmungsaktivität aller Bodenorganismen genutzt werden. Diese Atmungsaktivität wird auch als Basalatmung bezeichnet und dient der Einschätzung der biologischen Aktivität bzw. des Gehaltes an leicht abbaubarer organischer Substanz in den Komposten und Biokohlekomposten.

Zur Ableitung der Spannweite für die Basalatmung wurden von den ermittelten Werten aus allen Versuchen folgende Parameter ermittelt (Tab. 4.25 und Abb. 4.40):

Tab. 4.25: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) der Basalatmung für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte

	Komposte/BKK	Komposte	Biokohlekomposte
Min	1,5	1,9	1,5
Perzentil 12,5%	2,8	2,8	2,8
Q1	3,6	3,8	3,6
Median	4,4	4,8	4,2
Q3	7,0	8,4	5,8
Perzentil 87,5%	8,5	10,4	7,4
Max	13,6	11,2	13,6
Average	5,3	5,9	5,0

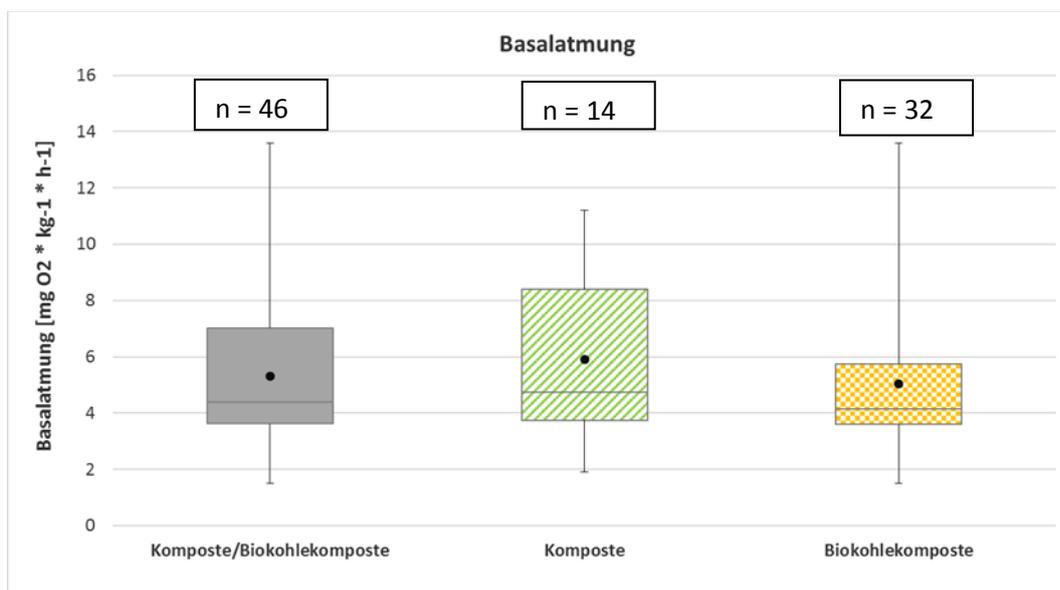


Abb. 4.40: Basalatmung der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte

Die Abb. 4.40 zeigt, dass die Werte der Basalatmung für die Komposte stärker in den höheren Wertebereich streuen als für die Biokohlekomposte.

Der Wertebereich zwischen dem 0,125 und dem 0,875 Perzentil lautet: 2,8 – 10,4 mg O₂/kg⁻¹*h⁻¹. In Abb. 4.41 sind die Ergebnisse der Basalatmung für alle untersuchten Materialien und der genannte Wertebereich (rote Markierung) dargestellt.

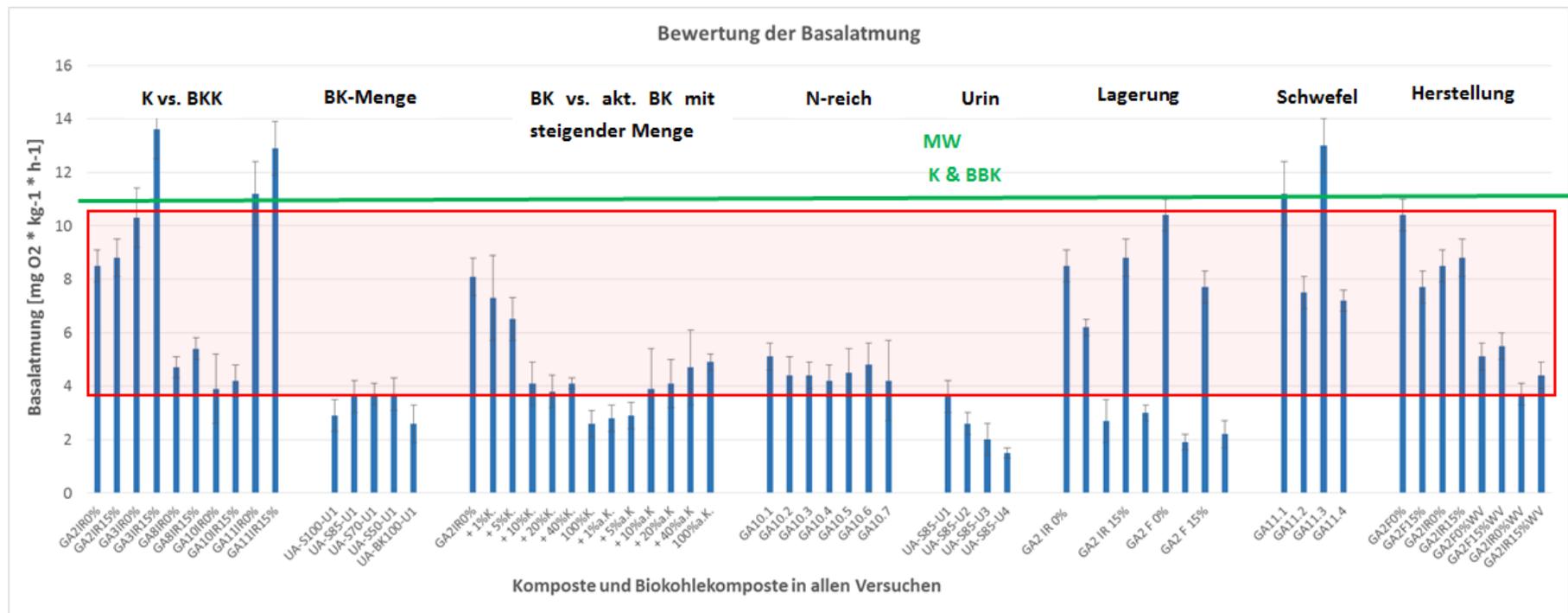


Abb. 4.41: Zusammenfassung aller Ergebnisse zur Basalatmung (nach 22h) von Komposten und Biokohlekomposten

Ein Vergleich der Ergebnisse der produzierten Komposte und Biokohlekomposte mit den Referenzmaterialien (grüne Linie) zeigt wesentlich niedrigere Werte für die Komposte/BKK dieser Arbeit. Ursache ist die Verwendung von gelagerten Materialien für viele der Versuche (z.B. Versuche mit aktivierter und nicht aktivierter Biokohle), die durch ihre geringeren Ausgangswerte die Mittelwerte für alle Versuche hinabsetzen. Die Verfügbarkeit von leicht abbaubaren Kohlenstoffquellen, nimmt mit der Lagerung ab, dadurch nimmt auch die Atmungsaktivität der Mikroorganismen ab.

Anwendung des ermittelten Wertebereiches auf andere Komposte/Biokohlekomposte

Wertebereich zwischen 2,8 – 10,4 mg O₂/kg-1*h-1 (siehe Tab. 4.25)

MW des Medians der Komposte/ Biokohlekomposte: 4,5 mg O₂/kg-1*h-1 (siehe Tab. 4.25)

MW der Referenzkomposte/ -biokohlekomposte: 10,9 ± 0,9 mg O₂/kg-1*h-1 (siehe Tab. 4.22)

Berechnung der Abweichung nach unten bzw. nach oben:

- = Differenz 0,125 Perzentil und Median: 2,8-4,5 = -1,7
- = Differenz 0,875 Perzentil und Median: 10,4-4,5 = 5,9

Berechnung der neuen Spanne (Bezug MW der Referenzmaterialien):

- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach oben = 10,9 + 5,9 = 16,8
- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach unten = 10,9 - 1,7 = 9,2

Einbeziehung der Standardabweichung: ± 0,9 mg O₂/kg-1*h-1

Es ergibt sich ein Wertebereich von 8,3 – 17,7 mg O₂/kg-1*h-1 (für die Messung über 22 h)

Mikrobielle Biomasse

Die mikrobielle Biomasse ist ein Maß zur Beschreibung des Belebtheits- und Aktivitätszustandes. Die Größe des mikrobiellen Biomassepools ist abhängig von verschiedenen Umweltfaktoren (Klima, Bodeneigenschaften, Bodennutzung und Bodenbewirtschaftung). Die Menge an Mikroorganismen ist eine wichtige Kenngröße des Bodens, da diese Mikroorganismen sowohl für die Abbauleistungen des betreffenden Bodens ausschlaggebend sind als auch einen Pool von schnell umsetzbaren Nährstoffen darstellen.

Die Tab. 4.26 und darauffolgende Abb. 4.42 zeigen die Zusammenfassung der wichtigsten Werte und Lageparameter für die mikrobielle Biomasse der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte

Tab. 4.26: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) der mikrobiellen Biomasse für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte

	Komposte/BKK	Komposte	Biokohlekomposte
MIN	19	26	19
Perzentil 12,5%	29	31	28
Q1	33	35	33
Median	43	48	41
Q3	63	70	52
Perzentil 87,5%	80	86	73
Max	136	136	136
Average	52	58	50

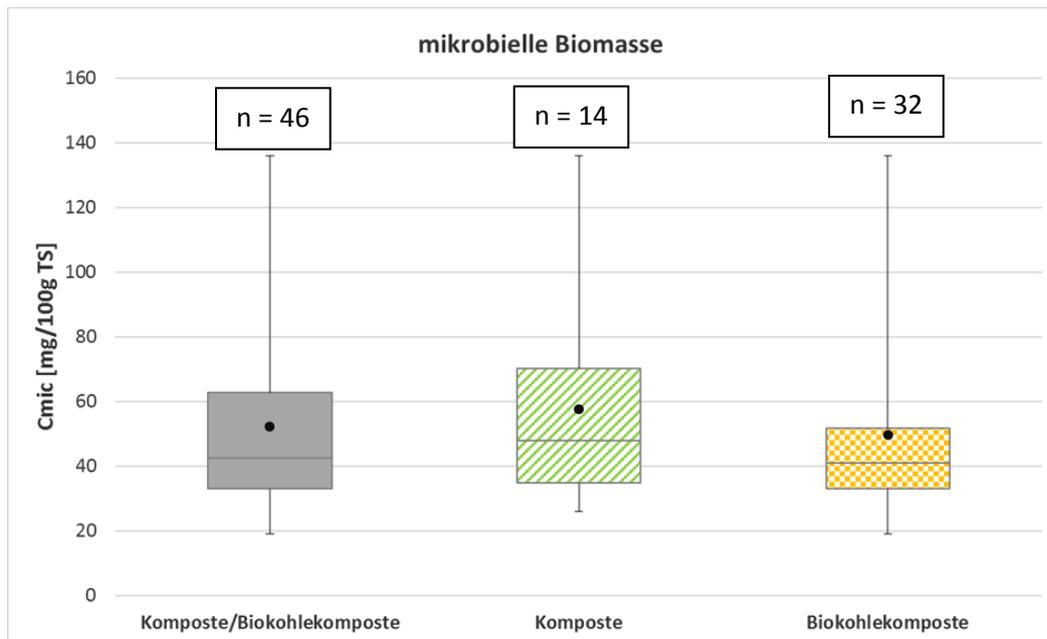


Abb. 4.42: Mikrobielle Biomasse der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte

Vergleicht man die Boxplots der Komposte und der Biokohlekomposte zeigt sich, dass ein großer Teil der Werte für die Komposte stärker streuen als dass bei den Biokohlekomposten der Fall ist.

Der Wertebereich zwischen dem 0,125 und dem 0,875 Perzentil lautet: 28 – 86 mg/100g TS. In Abb. 4.43 sind die Ergebnisse der mikrobiellen Biomasse für alle untersuchten Materialien und der genannte Wertebereich (rote Markierung) dargestellt.

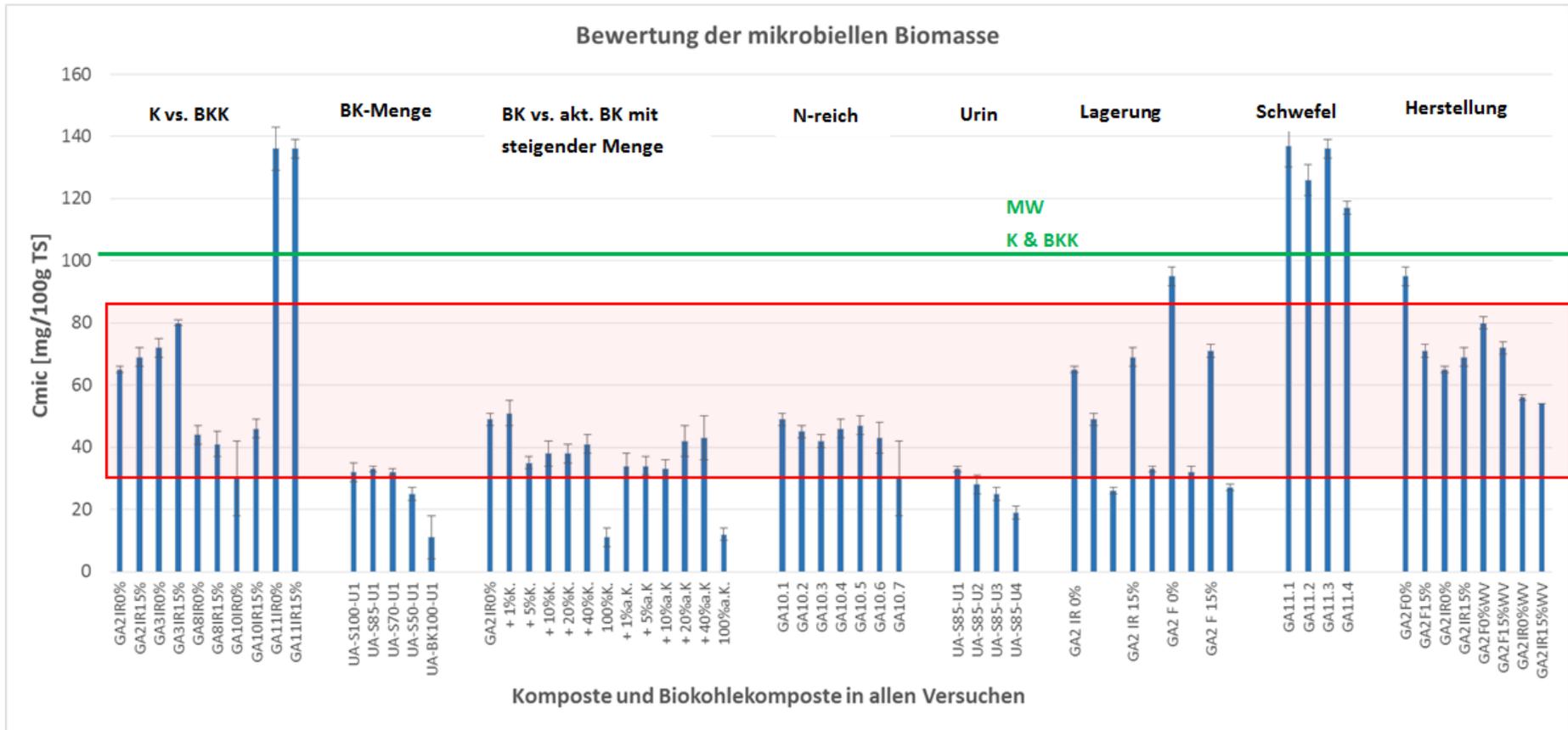


Abb. 4.43: Zusammenfassung aller Ergebnisse zur mikrobiellen Biomasse von Komposten und Biokohlekomposten

Der Vergleich der produzierten Komposte und Biokohlekomposte mit den Referenzmaterialien zeigt, wie auch bei der Basalatmung, i. d. R. niedrigere Werte für die Komposte/BKK dieser Arbeit. Auch hier ist die geringere Verfügbarkeit von leicht abbaubaren Kohlenstoffquellen durch die Lagerung der meisten Materialien zu nennen.

Anwendung des ermittelten Wertebereiches auf andere Komposte/Biokohlekomposte

Wertebereich: 28-86 mg/100g TS (siehe Tab. 4.26)

MW des Medians der Komposte/ Biokohlekomposte: 44 mg/100g TS (siehe Tab. 4.26)

MW der Referenzkomposte/ Referenzbiokohlekomposte: 101 ± 5 mg/100g TS (siehe Tab. 4.22)

Berechnung der Abweichung nach unten bzw. nach oben:

- = Differenz 0,125 Perzentil und Median: 28 - 44 = -16
- = Differenz 0,875 Perzentil und Median: 86 - 44 = 42

Berechnung der neuen Spanne (Bezug MW der Referenzmaterialien):

- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach oben = 101 + 42 = 143
- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach unten = 101 - 16 = 85

Einbeziehung der Standardabweichung: ± 5 mg/100g TS

Es ergibt sich ein Wertebereich von 80 – 148 mg/100g TS

Metabolischer Quotient

Er ist eine Maß für die energetische Effizienz einer Mikroorganismengemeinschaft und entspricht dem Verhältnis zwischen Basalatmung und mikrobieller Biomasse. Dieser Quotient ist eine Kenngröße für den physiologischen Zustand der Mikroorganismen. Je größer der metabolische Quotient ist, desto mehr Substrat wird zu CO₂ veratmet und desto kleiner ist der Substratanteil, der in die mikrobielle Biomasse eingebaut wird.

Die Tab. 4.27 und dazugehörige Abb. 4.44 stellen die wichtigsten Ergebnisse und Lageparameter zum metabolischen Quotienten über alle Versuche zusammenfassend dar.

Tab. 4.27: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P_{0,125}; Q₁; P_{0,875}; Q₃) des metabolischen Quotienten für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte

	Komposte/BKK	Komposte	Biokohlekomposte
MIN	0,006	0,006	0,006
Perzentil 12,5%	0,008	0,007	0,008
Q1	0,008	0,008	0,009
Median	0,010	0,010	0,010
Q3	0,011	0,011	0,012
Perzentil 87,5 %	0,013	0,012	0,013
Max	0,019	0,016	0,019
Average	0,010	0,010	0,011

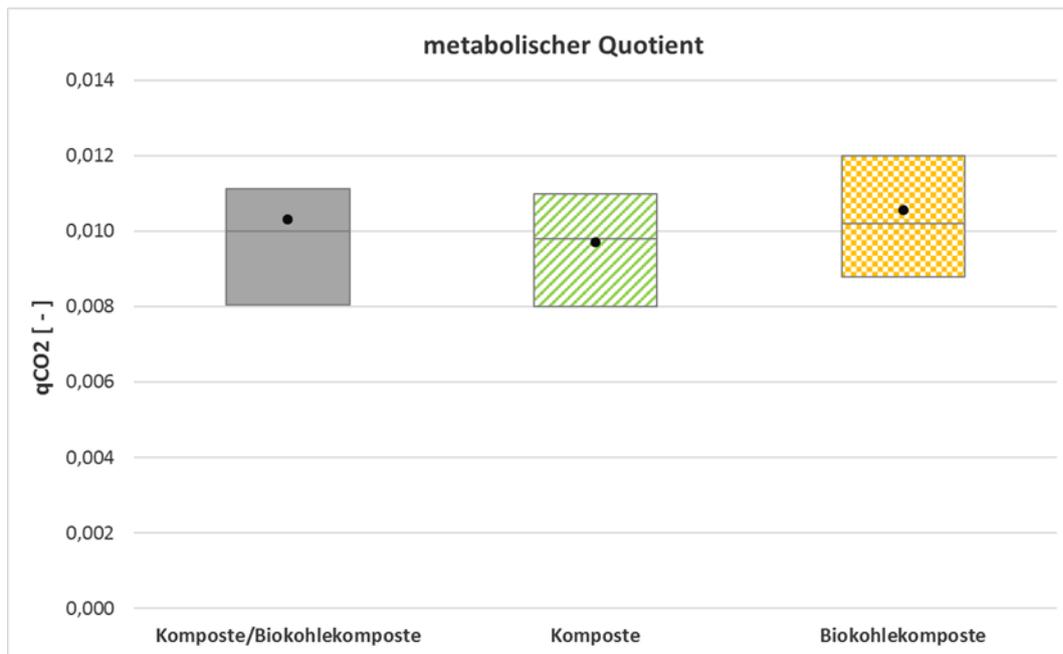


Abb. 4.44: Metabolischer Quotient der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte

Für den metabolischen Quotienten zeigt sich, dass die Werte bei den Biokohlekomposten etwas höher liegen als bei den Komposten.

Der Wertebereich zwischen dem 0,125 und dem 0,875 Perzentil heißt: 0,007 – 0,013. In Abb. 4.43 sind die Ergebnisse des metabolischen Quotienten für alle untersuchten Materialien und der genannte Wertebereich (rote Markierung) dargestellt.

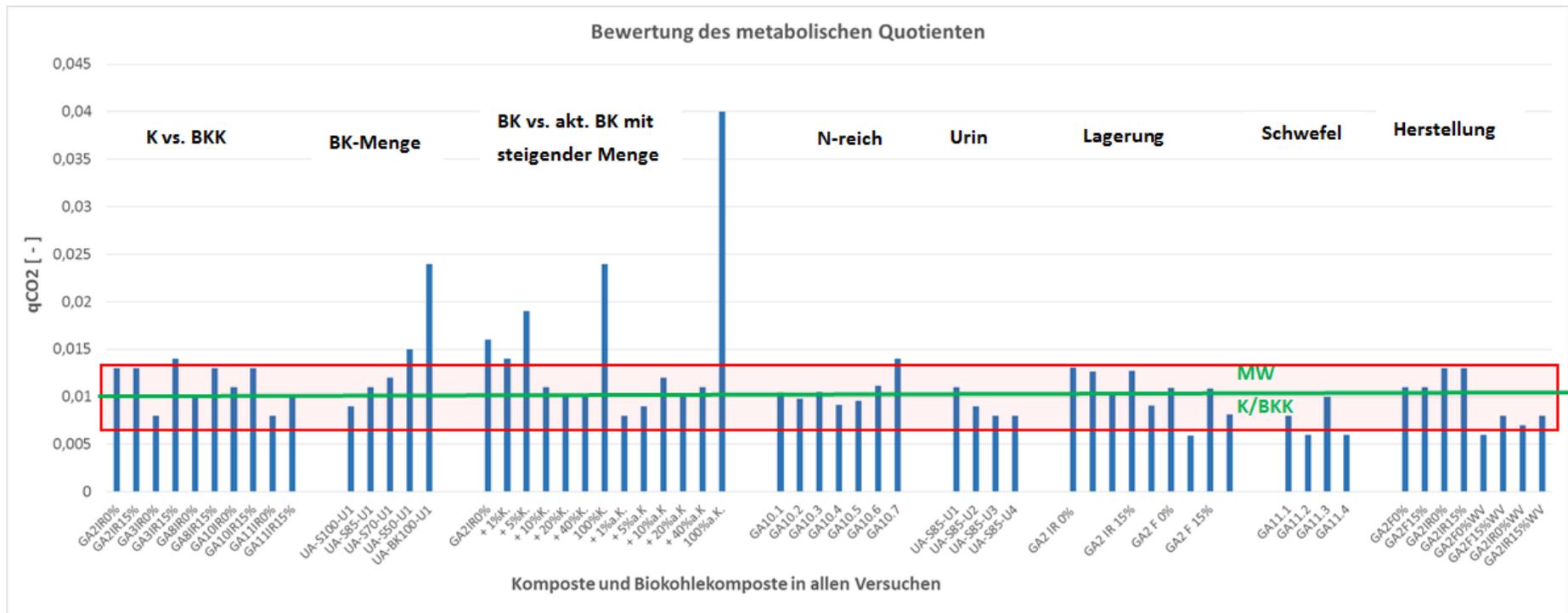


Abb. 4.45: Zusammenfassung aller Ergebnisse zum metabolischen Quotienten von Komposten und Biokohlekomposten

Die Abbildung zeigt, dass die größten Abweichungen vom metabolischen Quotienten der Referenzkomposte für die reinen Biokohlen bestehen. Biokohle führt zu einer Erhöhung des metabolischen Quotienten der Komposte. Die reinen Biokohlen einschließlich der aktivierten Biokohle zeigen die höchsten Werte.

Anwendung des ermittelten Wertebereiches auf andere Komposte/Biokohlekomposte

Wertebereich: 0,007 – 0,013 (siehe Tab. 4.27)

MW des Medians der Komposte/ -Biokohlekomposte: 0,010 (siehe Tab. 4.27)

MW der Referenzkomposte/ -biokohlekomposte: 0,010 (siehe Tab. 4.22)

Berechnung der Abweichung nach unten bzw. nach oben:

- = Differenz 0,125 Perzentil und Median: $0,007 - 0,010 = -3$
- = Differenz 0,875 Perzentil und Median: $0,013 - 0,010 = 3$

Berechnung der neuen Spanne (Bezug MW der Referenzmaterialien):

- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach oben = $0,010 + 3 = 0,013$
- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach unten = $0,010 - 3 = 0,007$

Es ergibt sich ein Wertebereich von 0,007– 0,013

Potentielle Ammoniumoxidation:

Die Nitrifikation, d.h. Oxidation von Ammonium zu Nitrit (Ammoniumoxidation) und von Nitrit zu Nitrat, ist ein wichtiger Prozess innerhalb des N-Kreislaufes im Boden. Nitrifikanten-Populationen und Nitrifikationsraten werden vielfach auch als Indikatoren der allgemeinen mikrobiellen Aktivität des Bodens bestimmt.

Zur Ableitung der Spannweite für die potentielle Ammoniumoxidation wurden von allen ermittelten Werten folgende Parameter ermittelt (Tab. 4.28 und Abb. 4.46):

Tab. 4.28: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) der potentiellen Ammoniumoxidation für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte

	Komposte/BKK	Komposte	Biokohlekomposte
MIN	2	15	2
Perzentil 12,5%	17	21	16
Q1	25	32	24
Median	35	40	33
Q3	67	71	55
Perzentil 87,5%	116	129	98
Max	178	178	147
Average	52	62	47

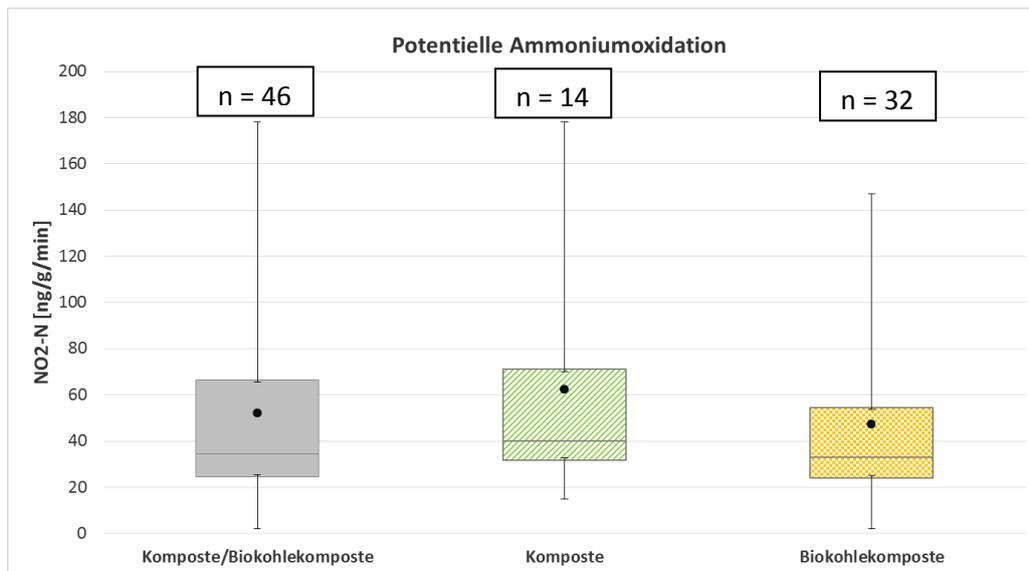


Abb. 4.46: Potentielle Ammoniumoxidation der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte

In der Abbildung und dazugehörigen Tabelle ist ersichtlich, dass die potentielle Ammoniumoxidation bei den Komposten bei höheren Werten stärker streut als bei den Biokohlekomposten. Der Median liegt für die Biokohlekomposte etwas tiefer, Q1 ebenfalls.

Der Wertebereich zwischen dem 0,125 und dem 0,875 Perzentil lautet: 16 – 129 ng/g TS/min.

In Abb. 4.47 sind die Werte der potentiellen Ammoniumoxidation über alle Versuche zur Bewertung dargestellt.

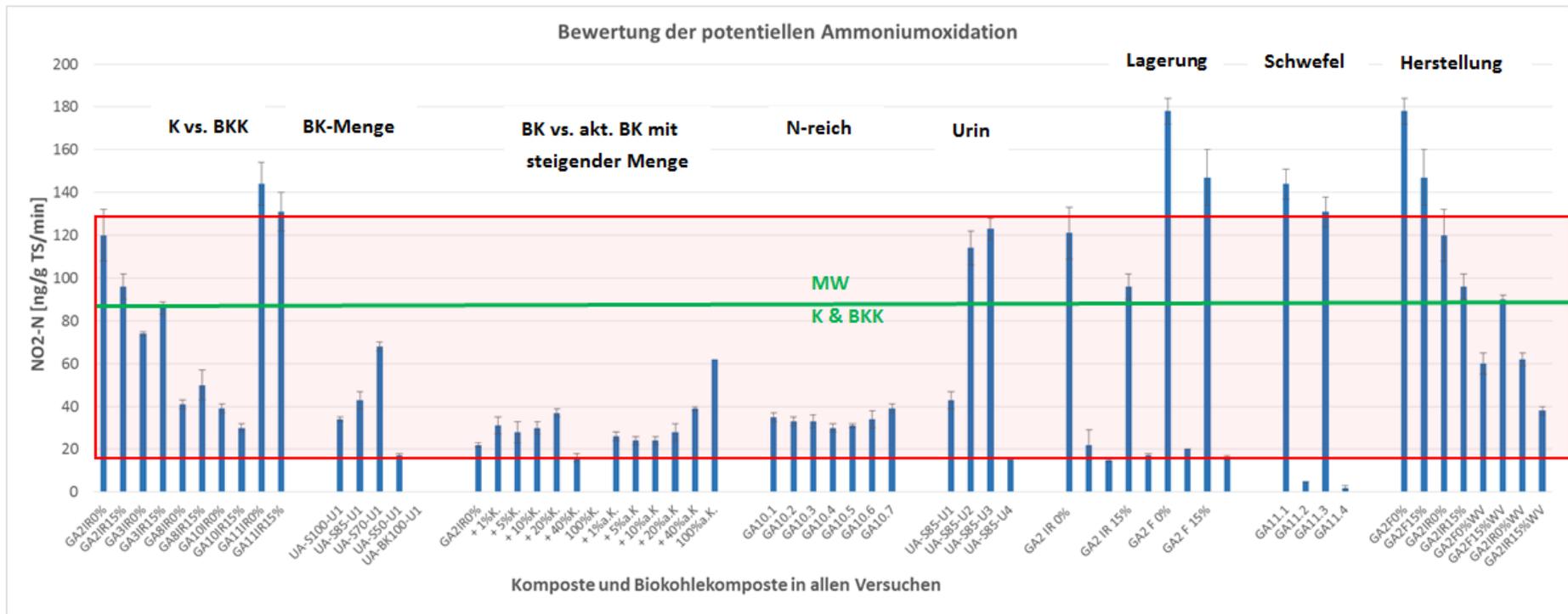


Abb. 4.47: Potentielle Ammoniumoxidation der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte

Die oben dargestellte Abb. 4.47 zeigt das Komposte/Biokohlekomposte die direkt nach der Rottephase beprobt wurden (Herstellung und Kompost vs. Biokohlekompost) eine höhere Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen als Komposte/Biokohlekomposte die länger gelagert wurden (GA2 + Biokohle und aktivierte Biokohle) aufweisen. Das zeigen auch die Ergebnisse der Lagerungsversuche.

Anwendung des ermittelten Wertebereiches auf andere Komposte/Biokohlekomposte

Wertebereich: 16 – 129 ng/g TS/min (siehe Tab. 4.28)

MW des Medians der Komposte/ Biokohlekomposte: 36 ng/g TS/min (siehe Tab. 4.28)

MW der Referenzkomposte/ -biokohlekomposte: 86 ± 4 ng/g TS/min (siehe Tab. 4.22)

Berechnung der Abweichung nach unten bzw. nach oben:

- = Differenz 0,125 Perzentil und Median: $16 - 36 = -21$
- = Differenz 0,875 Perzentil und Median: $129 - 36 = 92$

Berechnung der neuen Spanne (Bezug MW der Referenzmaterialien):

- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach oben = $86 + 93 = 179$
- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach unten = $86 - 20 = 66$

Einbeziehung der Standardabweichung: ± 4

Es ergibt sich ein Wertebereich von 60– 183 ng/g TS/min

Regenwurmfluchttest

Um einen Wertebereich für den Regenwurmfluchttest abzuleiten wurden von allen ermittelten Werten folgende Parameter ermittelt (Tab. 4.29 und Abb. 4.48):

Tab. 4.29: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) des Regenwurmfluchttests für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte

	Komposte/BKK	Komposte	Biokohlekomposte
Min	1,6	1,6	2,4
Perzentil 12,5%	3,1	3,1	3,8
Q1	4,7	4,6	5,2
Median	6,0	4,8	6,8
Q3	6,9	6,8	6,9
Perzentil 87,5%	7,1	7,1	7,1
Max	7,4	7,4	7,2
Average	5,4	5,0	5,7

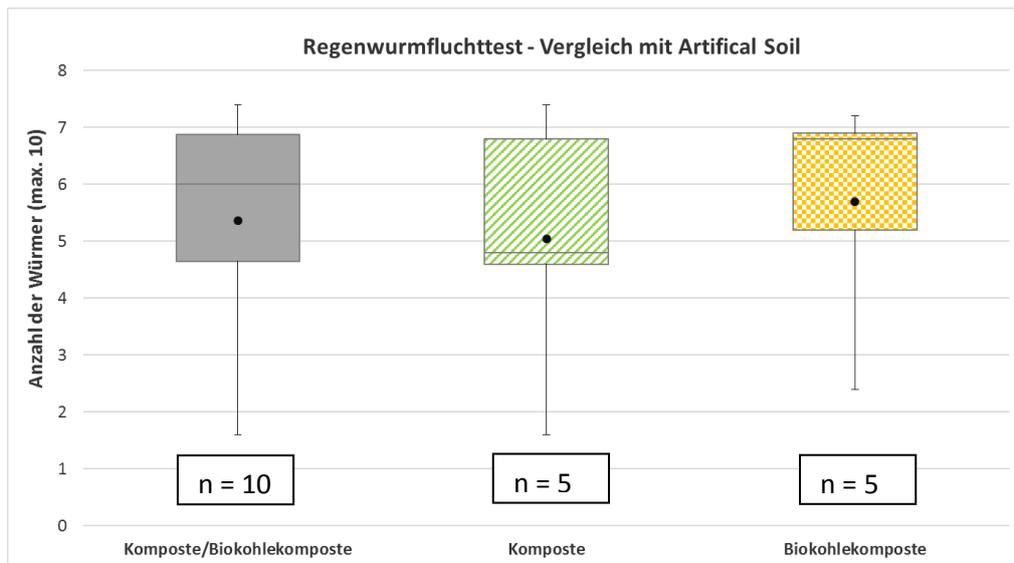


Abb. 4.48: Anzahl der Regenwürmer im Kompost/Biokohlekompost im Vergleich zu einem Artificial Soil

In der Abb. 4.48 und dazugehörigen Tab. 4.29 ist zeigt sich, dass ein Großteil der Ergebnisse für den Regenwurmfluchttest für Komposte in einer größeren Wertespanne liegen, als für die Biokohlekomposte.

Es wird der Wertebereich zwischen dem 0,125 und dem 0,875 Perzentil angewendet: 3,1 – 7,1.

In Abb. 4.49 sind die Werte für den Regenwurmfluchttest über alle Versuche zur Bewertung dargestellt.

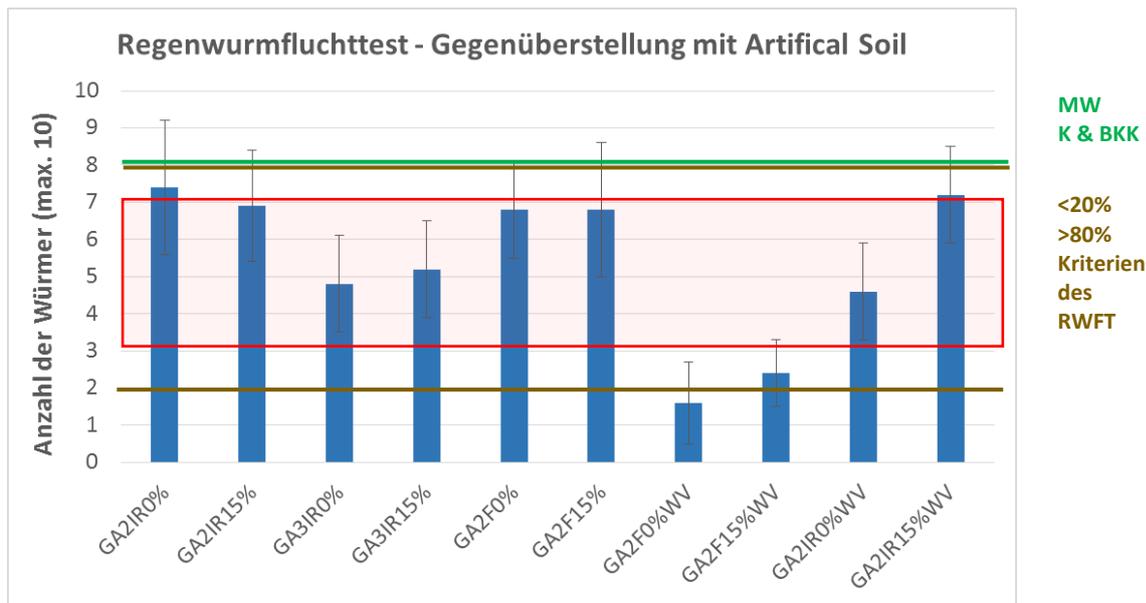


Abb. 4.49: Anzahl der Regenwürmer im Kompost/Biokohlekompost im Vergleich zu einem Artificial Soil

Die Abbildung zeigt, dass die Referenzkomposte etwas bessere Werte im Regenwurmfluchttest erreichen als die produzierten Komposte und Biokohlekomposte. Nach den Qualitätskriterien der DIN ISO 17512-1:2012-06 wird ein Prüfböden mit weniger als 20 % der Gesamtanzahl an Würmern als „Boden mit eingeschränkter Lebensraumfunktion“ eingestuft. Auch bei einer Anziehung von > 80 % durch den Prüfböden kann die Gegenwart chemischer Substanzen nicht ausgeschlossen werden, das Ergebnis ist als Wirkung zu werten. Diese Kriterien halten 8 von 10 Komposten/Biokohlekomposten ein. GA2 F 0% WV und GA2 F 15% WV weisen keinen geeigneten Lebensraum für Regenwürmer auf.

Anwendung des ermittelten Wertebereiches auf andere Komposte/Biokohlekomposte

Wertebereich: 3,1 – 7,1 (siehe Tab. 4.29)

MW des Medians der Komposte / Biokohlekomposte: 5,9 (siehe Tab. 4.29)

MW der Referenzkomposte /- biokohlekomposte: 8 ± 1 (siehe Tab. 4.22)

Berechnung der Abweichung nach unten bzw. nach oben:

- = Differenz 0,125 Perzentil und Median: $3,1 - 5,9 = -2,8$
- = Differenz 0,875 Perzentil und Median: $7,1 - 5,9 = 1,2$

Berechnung der neuen Spanne (Bezug MW der Referenzmaterialien):

- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach oben = $8 + 1,2 = 9,2$
- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach unten = $8 - 2,8 = 5,2$

Standardabweichung: ± 1

Es ergibt sich ein Wertebereich von 4 – 10 Würmern.

Kressetest – Detektion phytotoxischer Gase

Die Abb. 4.50 und Tab. 4.30 stellen die wichtigsten Werte und Lageparameter der Ergebnisse aller durchgeführten Versuche zum Kressetest dar.

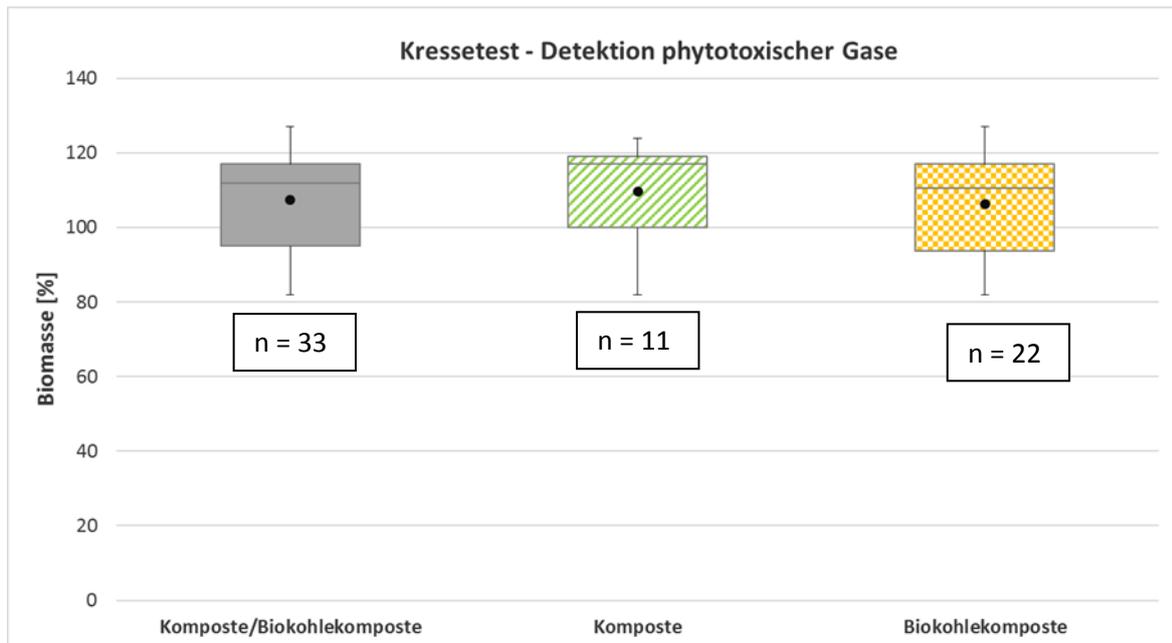


Abb. 4.50: Biomasse der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte im Kressetest zur Detektion phytotoxischer Gase

Die Biomasse der Kresse ist für die Biokohlekomposte etwas geringer als für die Komposte. Bei den Biokohlekomposten ist die Streuung der Werte zwischen Q1 und Q3 stärker als bei den Komposten

Tab. 4.30: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) des Kressetests für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte

	Komposte/BKK	Komposte	Biokohlekomposte
MIN	82	82	82
Perzentil 12,5%	90	91	89
Q1	95	100	94
Median	112	117	111
Q3	117	119	117
Perzentil 87,5%	121	122	120
Max	127	124	127
Average	107	110	106

Die untere Wertegrenze liegt bei 89 %.

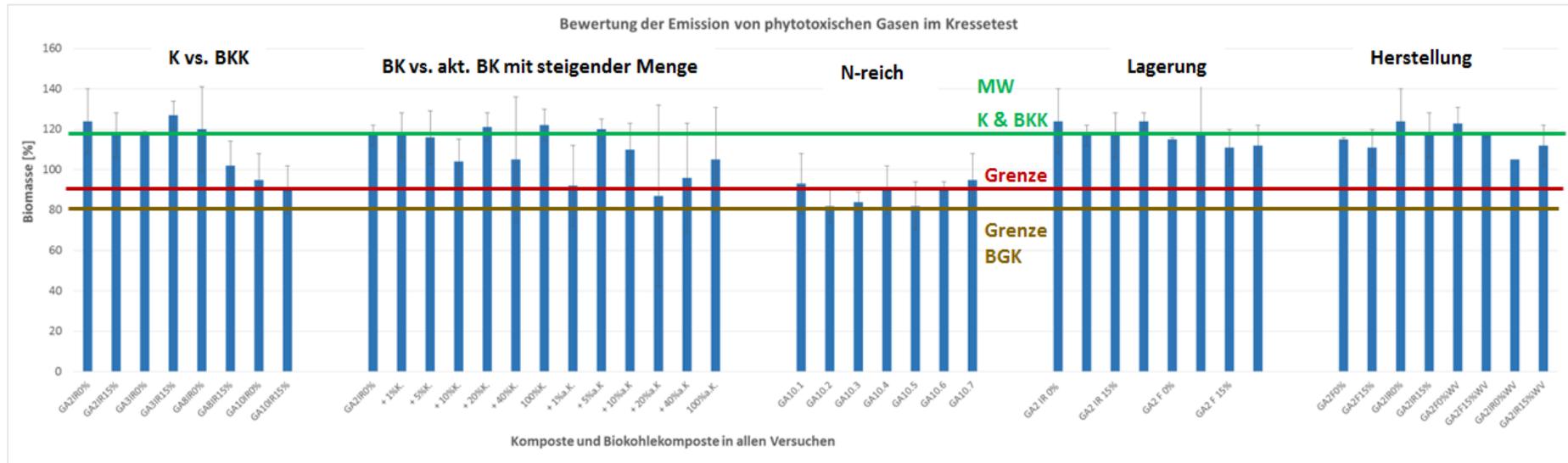


Abb. 4.51: Zusammenfassung aller Ergebnisse des Kressetests zur Detektion phytotoxischer Gase von Komposten und Biokohlekomposten

Die Abbildung zeigt, dass etwas mehr als die Hälfte der Komposte und Biokohlekomposte nicht an die Werte der Referenzmaterialien heranreicht. Besonders auffallend ist, dass die N-reichen Materialien die geringsten Werte erzielen. Möglicherweise sind hier ausgasende N-Verbindungen der Grund (z.B. Ammoniak). Das Qualitätskriterium der Bundesgütegemeinschaft Kompost, dass mindestens 80 % der Biomasse des Vergleichssubstrates (Einheitserde (EE0)) erreicht werden muss wird von allen Komposten und Biokohlekomposten eingehalten. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass die Komposte und Biokohlekomposte keine oder bei den N-reichen Materialien nur in geringem Maße gasförmige, phytotoxisch wirkende Verbindungen emittieren.

Anwendung der ermittelten Wertegrenze auf andere Komposte/Biokohlekomposte

Wertegrenze: 89 % (siehe Tab. 4.30)

MW des Medians der Komposte/ Biokohlekomposte: 113 (siehe Tab. 4.30)

MW der Referenzkomposte/ -biokohlekomposte: 119 % \pm 11 (siehe Tab. 4.22)

Berechnung der Abweichung nach unten bzw. nach oben:

- = Differenz 0,125 Perzentil und Median: $89 - 113 = -24$

Berechnung der neuen Spanne (Bezug MW der Referenzmaterialien):

- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach unten = $119 - 24 = 95$

Es ergibt sich eine Wertegrenze von 95 %

Kressetest – Pflanzenverträglichkeit

Die Tab. 4.31 und Abb. 4.52 zeigen die Ergebnisse der wichtigsten Werte und Lageparameter für alle Komposte/Biokohlekomposte bzw. für die Komposte und Biokohlekomposte

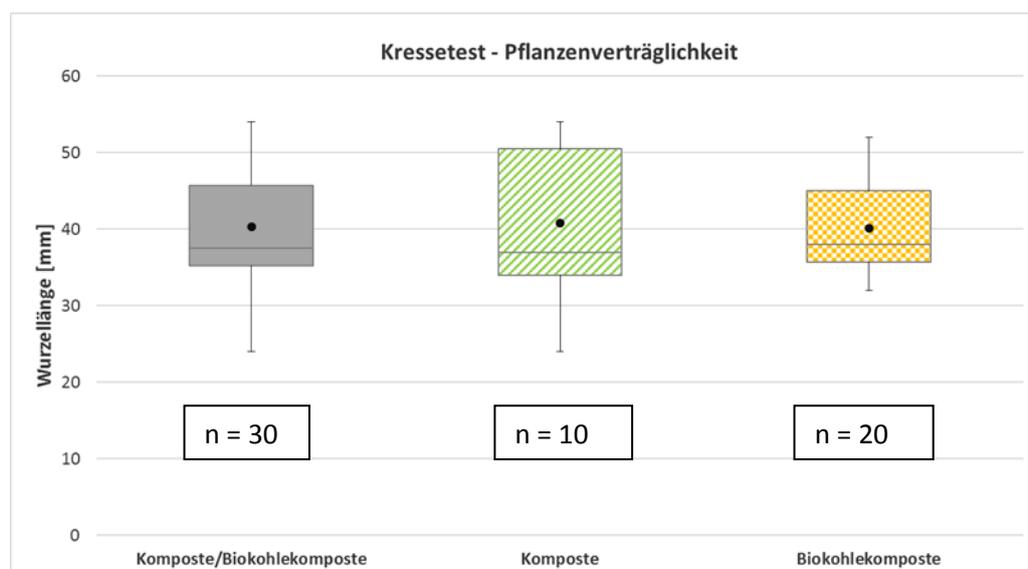


Abb. 4.52: Wurzellänge der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte im Kressetest zur Pflanzenverträglichkeit

Auch für den Kresstest zur Ermittlung der Pflanzenverträglichkeit ergibt sich eine stärkere Streuung der Werte zwischen Q1 und Q3 für die Komposte.

Tab. 4.31: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) der Wurzellänge im Kresstest für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte

	Komposte/BKK	Komposte	Biokohlekomposte
MIN	24	24	32
Perzentil 12,5%	33	33	34
Q1	35	34	36
Median	38	37	38
Q3	46	51	45
Perzentil 87,5%	50	53	46
Max	54	54	52
Average	40	41	40

Die Wertegrenze liegt bei 33 mm. In Abb. 4.53 sind die Ergebnisse für die Wurzellänge beim Kresstest zur Pflanzenverträglichkeit zur Bewertung dargestellt.

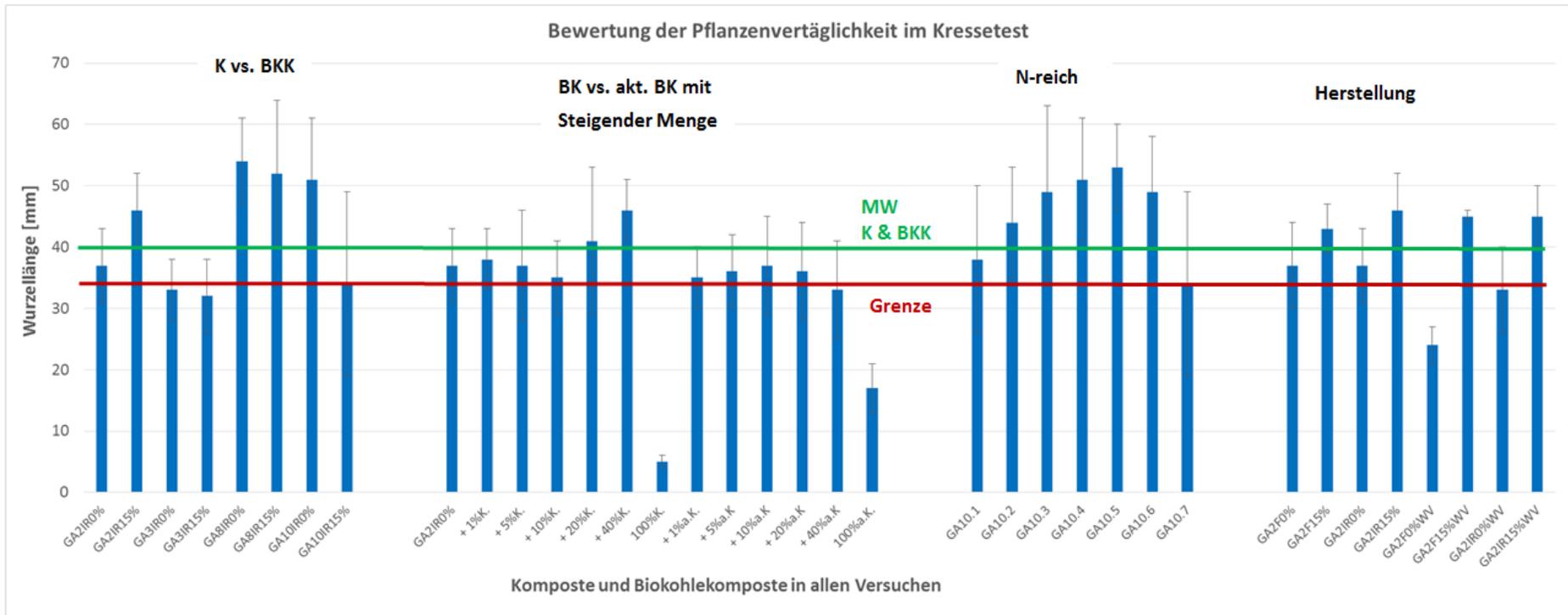


Abb. 4.53: Zusammenfassung aller Ergebnisse des Kressetest zur Ermittlung der Pflanzenverträglichkeit von Komposten und Biokohlekomposten

Die Abbildung zeigt, dass ca. die Hälfte der produzierten Komposte und Biokohlekomposte geringere Werte für die Wurzellängen erzielen als die Referenzmaterialien. Allerdings sind die Abweichungen häufig nicht so stark, so dass unter Berücksichtigung der Standardabweichung die Referenzwerte erreicht werden.

Anwendung der ermittelten Wertegrenze auf andere Komposte/Biokohlekomposte

Wertegrenze: 33 mm (siehe Tab. 4.31)

MW des Medians der Komposte / Biokohlekomposte: 38 mm (siehe Tab. 4.31)

MW der Referenzkomposte /-biokohlekomposte: $39 \pm 1,5$ mm (siehe Tab. 4.22)

Berechnung der Abweichung nach unten

- = Differenz 0,125 Perzentil und Median: $30 - 38 = -8$

Berechnung der neuen Wertegrenze (Bezug MW der Referenzmaterialien):

- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach unten = $39 - 8 = 31$

Standardabweichung: $\pm 1,5$

Es ergibt sich eine Wertegrenze von 29 mm Wurzellänge

Chinakohltest – Pflanzenverträglichkeit

Die Tab. 4.32 und Abb. 4.54 zeigen die Ergebnisse der wichtigsten Werte und Lageparameter für alle Komposte/Biokohlekomposte bzw. für die Komposte und Biokohlekomposte

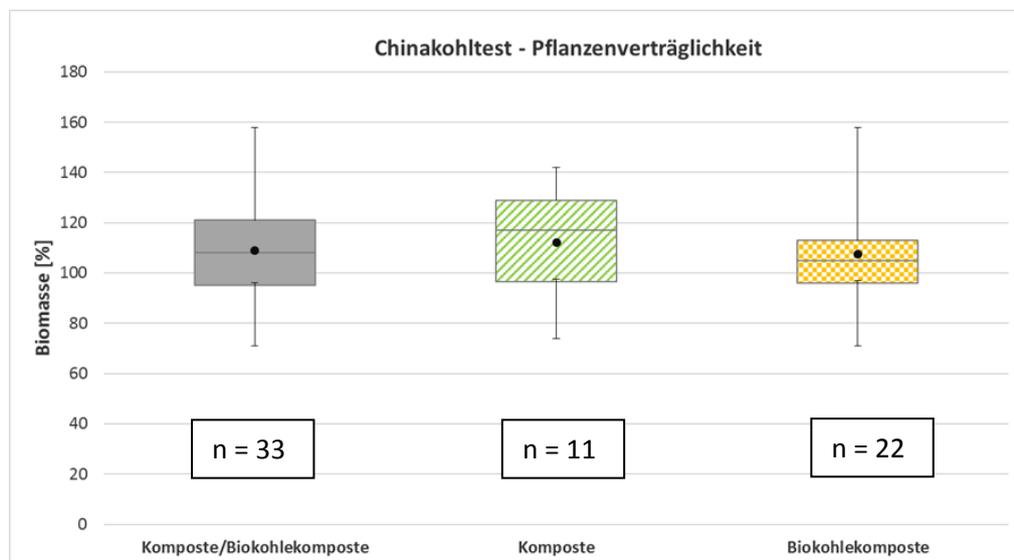


Abb. 4.54: Biomasse der Komposte/Biokohlekomposte und Komposte sowie Biokohlekomposte im Chinakohltest zur Pflanzenverträglichkeit

Der Vergleich der Kompost-Boxplots mit den Biokohlekompost-Boxplots zeigt für die Komposte eine deutlich stärkere Streuung der Werte zwischen Q1 und Q3.

Tab. 4.32: Minimum-, Maximum- und Mittelwerte sowie Lagewerte (Median; P0,125; Q1; P0,875; Q3) der Biomasse im Chinakohltest zur Pflanzenverträglichkeit für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte

	Komposte/BKK	Komposte	Biokohlekomposte
Min	71	74	71
Perzentil 12,5%	85	85	85
Q1	95	97	96
Median	108	117	105
Q3	121	129	113
Perzentil 87,5%	137	135	131
Max	158	142	158
Average	109	112	108

Die Untergrenze für die Biomasse liegt bei 85 %. In Abb. 4.55 sind die Ergebnisse der Biomasse zur Ermittlung der Pflanzenverträglichkeit mithilfe des Chinakohltests dargestellt.

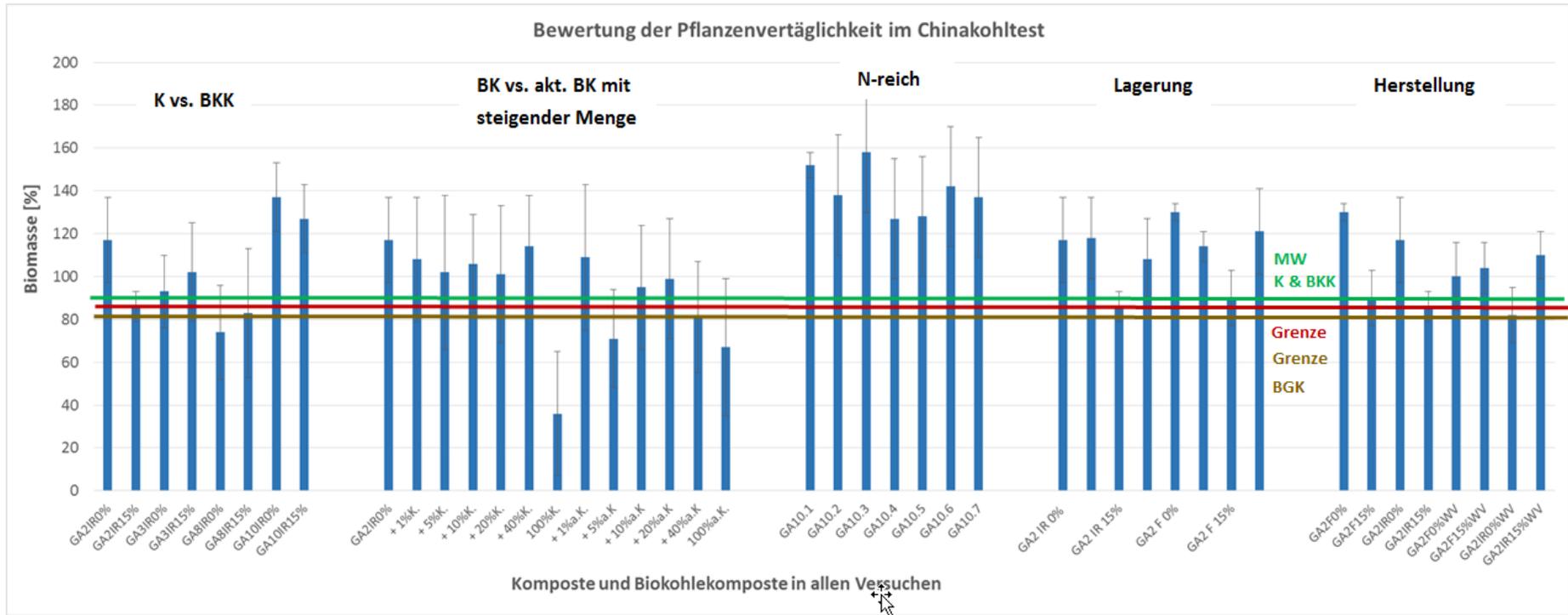


Abb. 4.55: Bewertung der Ergebnisse des Chinakohltests zur Ermittlung der Pflanzenverträglichkeit von Komposten und Biokohlekomposten

Die Referenzwerte erreichen 33 von 44 Komposten/Biokohlekomposten bzw. liegen darüber, 11 liegen darunter. Das Qualitätskriterium der BGK 90 % der Biomasse des Vergleichssubstrats (Einheitserde EE0) zu erreichen wird nur von 4 Materialien nicht erreicht. Nach BGK gilt das Prüfsubstrat als pflanzenverträglich, wenn zusätzlich keine sichtbaren Chlorosen oder Nekrosen an den Blättern aufgetreten sind. Die BGK macht folgende statistische Angaben: Für eine Prüfmischung mit 50 Vol.-% Kompost (wurde auch in dieser Arbeit gemacht) lag der häufige Wertebereich für Komposte zwischen 74-135 %.

Anwendung der ermittelten Wertegrenze auf andere Komposte/Biokohlekomposte

Wertegrenze: 85 % (siehe Tab. 4.32)

MW des Medians der Komposte / Biokohlekomposte: 110 % (siehe Tab. 4.32)

MW der Referenzkomposte /-biokohlekomposte: 87 ± 2 % (siehe Tab. 4.22)

Berechnung der Abweichung nach unten

- = Differenz 0,125 Perzentil und Median: $85 - 110 = -25$

Berechnung der neuen Wertegrenze (Bezug MW der Referenzmaterialien):

- = Mittelwert der Referenzmaterialien + Abweichung nach unten = $87 - 25 = 62$

Einbeziehung der Standardabweichung: ± 2 %

Es ergibt sich eine untere Wertegrenze von 60 % Biomasse.

Für die meisten biologischen Parameter zeigen die Biokohlekomposte eine deutlich geringere Spanne zwischen Q1 und Q3. Die Biokohle führt zu einer geringeren Varianz der biologischen Eigenschaften der Komposte.

Folgende Wertebereiche bzw. Wertegrenzen werden für die Bewertung der biologischen Parameter von Komposten und Biokohlekomposten vorgeschlagen:

<u>Biologischer Parameter</u>	<u>Wertebereich/Wertespanne</u>
➤ Basalatmung:	8,3 – 17,7 mg O ₂ /kg-1*h-1
➤ Mikrobielle Biomasse:	80 – 148 mg/100g TS
➤ Metabolischer Quotient:	0,007 – 0,013
➤ Nitrifikation:	62– 183 ng/g TS/min
➤ Regenwurmfluchttest:	4 – 10 Würmer
➤ Kressetest (phytotoxische Gase):	> 95 % Biomasse (FS)
➤ Kressetest (Pflanzenverträglichkeit):	> 29 mm Wurzellänge
➤ Chinakohltest (Pflanzenverträglichkeit):	> 60 % Biomasse (FS)

4.1.5.4 Bewertung der produzierten Komposte und Biokohlekomposte anhand der empfohlenen Qualitätskriterien und Diskussion ihrer Anwendungsmöglichkeiten und -grenzen

In folgender Tabelle werden die vorgeschlagenen Qualitätskriterien auf die produzierten Komposte/ Biokohlekomposte angewendet.

Tab. 4.33: Bewertung der hergestellten Komposte und Biokohlekomposte mit den erstellten Qualitätskriterien

Parameter	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium-oxidation	Regenwurmfluchttest	Kressetest Phytotoxische Gase	Kressetest Pflanzenverträglichkeit	Chinakohltest Pflanzenverträglichkeit
Wertespanne	8,3 – 17,7	80 – 148	0,007 – 0,013	60 – 183	4 – 10	95	29	60
Kompost/ BK-Kompost	mg O ₂ /kg ⁻¹ *h ⁻¹	mg/100g TS		ng/g TS/min	Würmer	% FS	mm Wurzellänge	% FS
GA2 IR 0%	8,5 ± 0,6	65 ± 1	0,013	120 ± 12	7 ± 2	124 ± 16	37 ± 6	117 ± 20
GA2 IR 15%	8,8 ± 0,7	69 ± 3	0,013	96 ± 6	7 ± 2	117 ± 11	46 ± 6	86 ± 7
GA3 IR 0%	10,3 ± 1,1	72 ± 3	0,008	74 ± 1	5 ± 1	118 ± 1	33 ± 5	93 ± 17
GA3 IR 15%	13,6 ± 1,1	80 ± 1	0,014	86 ± 3	5 ± 3	127 ± 7	32 ± 6	102 ± 23
GA8 IR 0%	4,7 ± 0,4	44 ± 3	0,010	41 ± 2		120 ± 21	54 ± 7	74 ± 22
GA8 IR 15%	5,4 ± 0,4	41 ± 4	0,013	50 ± 7		102 ± 12	52 ± 12	83 ± 30
GA10 IR 0%	3,9 ± 1,3	30 ± 12	0,011	39 ± 2		95 ± 13	51 ± 10	137 ± 16
GA10 IR 15%	4,2 ± 0,6	46 ± 3	0,013	30 ± 2		90 ± 12	34 ± 15	127 ± 16
GA11 IR 0%	11,2 ± 1,2	136 ± 7	0,008	144 ± 10				
GA11 IR 15%	12,9 ± 1,0	136 ± 3	0,010	131 ± 9				
UA-S100-U1	2,9 ± 0,6	32 ± 3	0,009	34 ± 1				
UA-S85-U1	3,6 ± 0,6	33 ± 1	0,011	43 ± 4				
UA-S70-U1	3,7 ± 0,4	32 ± 1	0,012	68 ± 2				
UA-S50-U1	3,7 ± 0,6	25 ± 2	0,015	17 ± 1				
UA-BK100-U1	2,6 ± 0,7	11 ± 7	0,024	0				

Parameter	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium-oxidation	Regenwurmfluchttest	Kresstest Phytotoxische Gase	Kresstest Pflanzenverträglichkeit	Chinakohltest Pflanzenverträglichkeit
Wertespanne	8,3 – 17,7	80 – 148	0,007 – 0,013	60 – 183	4 – 10	95	29	60
Kompost/ BK-Kompost	mg O₂/kg-1*h-1	mg/100g TS		ng/g TS/min	Würmer	% FS	mm Wurzellänge	% FS
GA2 IR 0%	8,1 ± 0,7	49 ± 2	0,016	22 ± 1		117 ± 5	37 ± 6	117 ± 20
+ 1% K.	7,3 ± 1,6	51 ± 4	0,014	31 ± 4		117 ± 11	38 ± 5	108 ± 29
+ 5% K.	6,5 ± 0,8	35 ± 2	0,019	28 ± 5		116 ± 13	37 ± 9	102 ± 36
+ 10% K.	4,1 ± 0,8	38 ± 4	0,011	30 ± 3		104 ± 11	35 ± 6	106 ± 23
+ 20% K.	3,8 ± 0,6	38 ± 3	0,010	37 ± 2		121 ± 7	41 ± 12	101 ± 32
+ 40% K.	4,1 ± 0,2	41 ± 3	0,010	16 ± 2		105 ± 31	46 ± 5	114 ± 24
100% K.	2,6 ± 0,5	11 ± 3	0,024	0		122 ± 8	5 ± 1	36 ± 29
+ 1% a.K.	2,8 ± 0,5	34 ± 4	0,008	26 ± 2		92 ± 20	35 ± 5	109 ± 34
+ 5% a.K.	2,9 ± 0,5	34 ± 3	0,009	24 ± 2		120 ± 5	36 ± 6	71 ± 23
+ 10% a.K.	3,9 ± 1,5	33 ± 3	0,012	24 ± 2		110 ± 13	37 ± 8	95 ± 29
+ 20% a.K.	4,1 ± 0,9	42 ± 5	0,010	28 ± 4		87 ± 45	36 ± 8	99 ± 28
+ 40% a.K.	4,7 ± 1,4	43 ± 7	0,011	39 ± 1		96 ± 27	33 ± 8	81 ± 26
100% a.K.	4,9 ± 0,2	12 ± 2	0,040	62 ± 4		105 ± 26	17 ± 4	67 ± 32
GA10.1	5,1 ± 0,5	49 ± 2	0,010	35 ± 2		93 ± 15	38 ± 12	152 ± 6
GA10.2	4,4 ± 0,7	45 ± 2	0,010	33 ± 2		82 ± 8	44 ± 9	138 ± 28
GA10.3	4,4 ± 0,5	42 ± 2	0,010	33 ± 3		84 ± 5	49 ± 14	158 ± 9
GA10.4	4,2 ± 0,6	46 ± 3	0,009	30 ± 2		90 ± 12	51 ± 10	127 ± 16
GA10.5	4,5 ± 0,9	47 ± 3	0,010	31 ± 1		82 ± 12	53 ± 7	128 ± 6
GA10.6	4,8 ± 0,8	43 ± 5	0,011	34 ± 4		90 ± 4	49 ± 9	142 ± 7
GA10.7	4,2 ± 1,5	30 ± 12	0,014	39 ± 2		95 ± 13	34 ± 15	137 ± 16

Parameter	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium-oxidation	Regenwurmfluchttest	Kresstest Phytotoxische Gase	Kresstest Pflanzenverträglichkeit	Chinakohltest Pflanzenverträglichkeit
Wertespanne	8,3 – 17,7	80 – 148	0,007 – 0,013	60 – 183	4 – 10	95	29	60
Kompost/ BK-Kompost	mg O₂/kg-1*h-1	mg/100g TS		ng/g TS/min	Würmer	% FS	mm Wurzellänge	% FS
UA-S85-U1	3,6 ± 0,6	33 ± 1	0,011	43 ± 4				
UA-S85-U2	2,6 ± 0,4	28 ± 3	0,009	114 ± 8				
UA-S85-U3	2,0 ± 0,6	25 ± 2	0,008	123 ± 5				
UA-S85-U4	1,5 ± 0,2	19 ± 2	0,008	15 ± 0				
GA2 IR 0%	8,5 ± 0,6	65 ± 1	0,013	121 ± 12		124 ± 16		117 ± 20
	6,2 ± 0,3	49 ± 2	0,013	22 ± 7		117 ± 5		118 ± 19
	2,7 ± 0,8	26 ± 1	0,010	15 ± 1				
GA2 IR 15%	8,8 ± 0,7	69 ± 3	0,013	96 ± 6		117 ± 11		86 ± 7
	3,0 ± 0,3	33 ± 1	0,009	17 ± 1		124 ± 4		108 ± 19
GA2 F 0%	10,4 ± 0,6	95 ± 3	0,011	178 ± 6		115 ± 1		130 ± 4
	1,9 ± 0,3	32 ± 2	0,006	20 ± 0		117 ± 28		114 ± 7
GA2 F 15%	7,7 ± 0,6	71 ± 2	0,011	147 ± 13		111 ± 9		90 ± 13
	2,2 ± 0,5	27 ± 1	0,008	16 ± 1		112 ± 10		121 ± 20
GA11.1	11,2 ± 1,2	137 ± 7	0,008	144 ± 7				
GA11.2	7,5 ± 0,6	126 ± 5	0,006	5 ± 0				
GA11.3	13,0 ± 1,0	136 ± 3	0,010	131 ± 7				
GA11.4	7,2 ± 0,4	117 ± 2	0,006	2 ± 1				
GA2 F 0%	10,4 ± 0,6	95 ± 3	0,011	178 ± 6	7 ± 1	115 ± 1	37 ± 7	130 ± 4

Parameter	Basalatmung	Mikrobielle Biomasse	Metabolischer Quotient	Potentielle Ammonium-oxidation	Regenwurmfluchtest	Kressetest Phytotoxische Gase	Kressetest Pflanzenverträglichkeit	Chinakohltest Pflanzenverträglichkeit
Wertespanne	8,3 – 17,7 mg O₂/kg⁻¹*h⁻¹	80 – 148 mg/100g TS	0,007 – 0,013	60 – 183 ng/g TS/min	4 – 10 Würmer	95 % FS	29 mm Wurzellänge	60 % FS
Kompost/ BK-Kompost								
GA2 F 15%	7,7 ± 0,6	71 ± 2	0,011	147 ± 13	7 ± 2	111 ± 9	43 ± 4	90 ± 13
GA2 IR 0%	8,5 ± 0,6	65 ± 1	0,013	120 ± 12	7 ± 2	124 ± 16	37 ± 6	117 ± 20
GA2 IR 15%	8,8 ± 0,7	69 ± 3	0,013	96 ± 6	7 ± 2	117 ± 11	46 ± 6	86 ± 7
GA2 F 0%WV	5,1 ± 0,5	80 ± 2	0,006	60 ± 5	2 ± 1	123 ± 8	24 ± 3	100 ± 16
GA2 F 15%WV	5,5 ± 0,5	72 ± 2	0,008	90 ± 2	2 ± 1	117 ± 1	45 ± 1	104 ± 12
GA2 IR 0%WV	3,7 ± 0,4	56 ± 1	0,007	62 ± 3	5 ± 1	105 ± 0	33 ± 7	82 ± 13
GA2 IR 15%WV	4,4 ± 0,5	54 ± 0	0,008	38 ± 2	7 ± 1	112 ± 10	45 ± 5	110 ± 11

In Tab. 4.33 sind diejenigen Parameter pro Kompost/Biokohlekompost rot markiert, die nicht die festgelegten Wertespannen (die Standardabweichungen wurden nicht berücksichtigt) erreichen, die anderen die sich innerhalb dieser Bereiche befinden sind grün markiert.

Werden die ermittelten Qualitätsparameter auf die produzierten Komposte und Biokohlekomposte angewendet, zeigen sich für die Basalatumung (42 von 60 Werten), die mikrobielle Biomasse (50 von 60) und die potentielle Ammoniumoxidation (42 von 60) häufig geringere Werte. Der Grund dafür ist die Verwendung von gelagerten Materialien für viele Ansätze. In gelagerten Komposten und Biokohlekomposten sind schon ein großer Teil der leicht verfügbaren Nährstoffquellen verbraucht, so dass den Mikroorganismen in diesen Materialien weniger Futter zur Verfügung steht. Mikrobielle Parameter insbesondere die Atmungsaktivität sind eine wichtige Grundlage zur Bestimmung der Kompoststabilität. Eine hohe mikrobielle Aktivität im Kompost zeigt das Vorhandensein von leicht abbaubaren Kohlenstoffquellen an. Der Kompost ist nicht stabil und wird als Frischkompost bezeichnet, seine Rottephase ist noch nicht abgeschlossen. Ein reifer Kompost hat dagegen eine geringe mikrobielle Aktivität und einen geringeren Nährstoffgehalt. Frische Komposte und reife Komposte kommen für unterschiedliche Anwendungen zum Einsatz. Frische Komposte können gut zum Mulchen und zur Bodenverbesserung verwendet werden. Sie sind allerdings aufgrund ihrer hohen Nährstoffgehalte für die Samenkeimung und das Wachstum von Jungpflanzen nicht geeignet. Dafür eignen sich reife Komposte sehr gut.

Bei den produzierten Komposten handelt es sich um reife gelagerte Materialien. Daher gelten die vorgeschlagenen Qualitätskriterien nur für reife Komposte/Biokohlekomposte.

Der metabolische Quotient liegt bei fast allen Komposten und Biokohlekomposten innerhalb der abgeleiteten Wertespannen. Überschreitungen zeigen 6 Ansätze, dazu zählen die reinen Biokohlen, die reine aktivierte Biokohle und ein Ansatz mit 50 % Biokohle, sowie GA3 IR 15% und GA10.7 (ohne BK). Unterschreitungen zeigen 4 Ansätze, dazu zählen die beiden wurmvererdeten Materialien ohne Biokohle (GA F 0% WV, GA2 IR 0% WV) und die schwefelbehandelten Varianten (GA11.2 und GA11.4). Der metabolische Quotient ist ein indirektes Maß der energetischen Effizienz der Mikroorganismengesellschaft. Mit ihm ist eine qualitative Erfassung von Umwelteinflüssen auf die mikrobielle Biomasse möglich. Je niedriger der metabolische Quotient ist, desto effizienter sind die mikrobiellen Umsatzleistungen. Andererseits zeigt ein hoher metabolischer Quotient eine schlechte Ausnutzung des Kohlenstoffs zum Zellaufbau an, da zu viel Kohlenstoff beim Stoffwechsel der Zellen verbraucht wird. Hier findet ein schneller Abbau der organischen Substanz und eine damit verbundene Nährstofffreisetzung statt (Kandeler, et al., 1993).

Beim Regenwurmfluchttest halten 10 von 12 Proben die abgeleiteten Qualitätskriterien ein. Die fermentierten wurmvererdeten Varianten zeigen keine Eignung als Lebensraum für *Eisenia fetida*.

Die Pflanzentests halten bis auf wenige Ausnahmen die abgeleitete untere Wertegrenze ein. Der Test zur Detektion phytotoxischer Gase hat nur in 9 von 44 Ansätzen zu geringe Werte. Davon gehören 6 zu den stickstoffreichen Materialien, so dass hier eventuell das Ausgasen von N-Verbindungen zu niedrigeren Werten führt.

Beim Kresstest zur Überprüfung der Pflanzenverträglichkeit zeigen nur 3 von 36 Proben eine Pflanzenunverträglichkeit. Dazu zählt die reine Biokohle, die reine aktivierte Biokohle und das Substrat GA2F0% WV.

Im Chinakohltest wurde nur die reine Biokohle als pflanzenunverträglich eingestuft. 35 Ansätze von 36 erreichen die abgeleitete untere Wertegrenze.

Die Anwendung der abgeleiteten Wertespannen auf die eigenen Materialien zeigt, dass viele der produzierten Komposte/Biokohlekomposte geringe mikrobielle Aktivitäten (Basalatemung, SIR bzw. C_{micr} , NO_2-N) aufweisen. Das weist auf Materialien mit wenig verfügbaren Kohlenstoffquellen hin. Der Düngeneffekt solcher Materialien und die Eignung zum Humusaufbau in Böden sind geringer als bei frischen Komposten, allerdings eignen sich reife gelagerte Komposte für die Anzucht junger Pflanzen, da die Keimlinge zum Wachsen niedrigere Nährstoffgehalte und Salzgehalte benötigen. Daher lässt die Höhe der mikrobiellen Aktivität eines Komposts nicht direkt eine Einteilung in gut oder schlecht zu, es ist allerdings der Anwendungszweck des Komposts/Biokohlekomposts danach auszurichten.

Die Pflanzenverträglichkeitstests bestätigen die Aussage der mikrobiellen Untersuchungen, denn fast alle hergestellten Ansätze erfüllen die Qualitätskriterien für die Keimung und das frühe Wachstum der Testpflanzen, lediglich die reinen Biokohlen und aktivierten Biokohlen sind nicht pflanzenverträglich. Beim Regenwurmfluchttest werden in der Regel die Qualitätskriterien erreicht, allerdings reicht hier die Anzahl der durchgeführten Tests nicht aus.

Unterschiede zwischen Komposten und Biokohlekomposten sind aufgrund ähnlicher Eigenschaften mit biologischen Tests nicht deutlich nachweisbar. Die angewendeten Tests sind dennoch geeignet die Qualität von Komposten und Biokohlekomposten zu bestimmen. Sie zeigen demnach, dass die im Botanischen Garten hergestellten Komposte und Biokohlekomposte im Allgemeinen eine gute biologische Qualität aufweisen und sie somit als Komponente zur Herstellung von gärtnerischen Substraten sowie als Bodenverbesserungsmittel eingesetzt werden können.

4.2 Teilvorhaben 2: Wirkung von Biokohlekompost auf die Lebensraumfunktion von Böden

Die Wirkung der eingesetzten Materialien – Biokohle, Kompost, Biokohlekompost - auf die Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen wird beeinflusst durch deren Zugabemenge, durch die Dauer der Einwirkung dieser Materialien, durch die Eigenschaften der zugegebenen Materialien (Varianten) in Abhängigkeit der Herstellung und der verwendeten Inputstoffe, durch die Bodeneigenschaften und durch die Wahl der Versuchsart (Parzellenversuch im Freiland, Mitscherlichversuch).

4.2.1 Chemisch-physikalische Charakterisierung der Böden und der Bodenmischungen mit Biokohle, Kompost und Biokohlekompost

4.2.1.1 Physikalische physikalisch-chemische und chemische und Grundcharakterisierung

Die Charakterisierung der Böden, Komposte, Biokohlekomposte und Mischungen der Böden mit diesen Materialien wurde nach standardisierten Verfahren und internen Arbeitsanweisungen an der FU-Berlin und am JKI Berlin durchgeführt.

Böden

In Tab. 4.34 ist eine Auswahl der ermittelten physikalischen, chemisch-physikalischen und chemischen Parameter für die verwendeten Böden dargestellt.

Tab. 4.34: Ausgewählte physikalische, chemisch-physikalische und chemische Parameter der verwendeten Böden

Parameter	Bodenart	pH (CaCl ₂) [-]	Salzgehalt (feucht) [g/l]	Rohdichte (feucht) [g/l]	C _t [% TS]	N _t [% TS]
Böden						
Boden 1 (GV 2011)	Ss	6,4	0,3	1411	1,2	0,1
Boden 2 (PV JKI & GV 2012)	Ss	7,3	0,5	1425	0,7	0,0
Boden 3 (PV KU)	Ss	6,9	0,2	1450	1,7	0,1

GV = Gefäßversuch, PV = Parzellenversuch, KU = Kummersdorf, JKI = Julius Kühn-Institut

Alle verwendeten Böden sind Sandböden mit pH-Werten im neutralen Bereich, einem Salzgehalt zwischen 0,2 g/l und 0,5 g/l, einer Rohdichte von 1411 g/l - 1450 g/l sowie einem relativ geringen Kohlenstoffgehalt. Der für den Gefäßversuch 2011 verwendete Boden 1 hat mit 6,4 den niedrigsten pH-Wert. Den höchsten pH-Wert hat Boden 2 mit 7,3. Der Boden 2 wurde für den Gefäßversuch 2012 und im Julius Kühn-Institut für den Parzellenversuch verwendet. Der Boden 3 wurde für die Parzellenversuche in Kummersdorf verwendet. Dieser Boden hat den höchsten Kohlenstoffgehalt.

Biokohle

Die für die Versuche verwendete Biokohle der Fa. Carbon Terra (Nadelholz) wurde grundcharakterisiert um deren Qualität zu bestimmen. Damit wurde nicht nur eine Qualitätssicherung gewährleistet, sondern auch eine umweltgefährdende Wirkung aufgrund von hohen Schadstoffgehalten ausgeschlossen. Die Ergebnisse der Grundcharakterisierung sind in Tab. 4.35 dargestellt.

Tab. 4.35: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der eingesetzten Biokohlen im Vergleich zu Biokohlen externer Hersteller und zu den Grenzwerten des EBC (Tertytze, et al., 2015)

Biokohlen Parameter	Grenzwert EBC ¹ (basic/premium)	Biokohle zugekauft ² MW	Biokohle extern ³ min-max
Kohlenstoff C [% TM]	> 50	71,9	63 - 94
H/Corg-Verhältnis [-]	< 0,7	0,18	0,07 - 0,36
O/Corg-Verhältnis [-]	< 0,4	0,07	0,02 - 0,1
VOC [% TM]		k.A.	k.A.
Blei Pb [mg/kg TM]	150/ 120	< 1,0	< 2,0 - 14,4
Cadmium Cd [mg/kg TM]	1,5/ 1,0	< 0,1	< 0,02 - 0,3
Chrom Cr [mg/kg TM]	90/ 80	9,3	3 - 41
Kupfer Cu [mg/kg TM]	< 100	17,7	7 - 24
Nickel Ni [mg/kg TM]	50/ 30	12,2	2 - 39
Zink Zn [mg/kg TM]	400/ 300	52,3	56 - 180
16 EPA-PAK [mg/kg TM]	12/ 4	5,0 ⁴	< 0,01 - 8,6 ^{4,5}
6 PCB [mg/kg TM]	< 0,2	< 0,001	< 0,1 - 0,1
7 PCB [mg/kg TM]	< 0,2	k.A.	k.A.
PCDD/PCDF [ng/kg TM]	< 20	n.b.	0,01 - 0,6
Stickstoff N [% TM]	nur Angabe erforderlich	0,8	0,2 - 1,1
Phosphor P [g/kg TM]	nur Angabe erforderlich	1,91	1 - 7
Kalium K [g/kg TM]	nur Angabe erforderlich	8,73	6 - 20
Magnesium Mg [g/kg TM]	nur Angabe erforderlich	2,59	1,2 - 16
Calcium Ca [g/kg TM]	nur Angabe erforderlich	48,0	15 - 126
pH (CaCl ₂) [-]	nur Angabe erforderlich	8,5	7,0 - 10,1
Salzgehalt [g/l FM]		0,6	k.A.
Feuchtrohdichte/ Schüttdichte [g/l FM]	nur Angabe erforderlich	342	k.A.
spezif. Oberfläche [m ² /g]	> 150	k.A.	k.A.
Brennwert [kJ/kg]		k.A.	k.A.
Heizwert [kJ/kg]		k.A.	k.A.

¹ European Biochar Certificate (2012): version 6.1 of 19th June 2015

² Biokohle der Firma Carbon Terra

⁴ 4h Extraktion mit n-Hexan

⁵ 4h Extraktion mit Toluol

⁶ n.r. = nicht rechenbar, da nur eine der Proben PCDD/PCDF-Gehalte über der Bestimmungsgrenze aufwies

Um die eingesetzte Biokohle zu bewerten, wurden die Grenzwerte des Europäischen Pflanzenkohlezertifikat, der Düngemittelverordnung, der Bioabfallverordnung und der Bundesbodenschutzverordnung herangezogen. Zusätzlich wurde die eingesetzte Biokohle mit Biokohlen anderer Hersteller verglichen. Es zeigt sich, dass die verwendete Biokohle eine hohe Stabilität (H/C- und O/C-Elementverhältnisse = Maß für den Karbonisierungsgrad) und sehr niedrige Gehalte an organischen Schadstoffen und Schwermetallen aufweist. Die im EBC festgelegten Kriterien für Premiumbiokohle werden i.d.R. eingehalten. Lediglich beim Nickelwert wird „nur“ die Qualitätsstufe basic erreicht (EBC, 2012). Auch die in der Bundes-Bodenschutzverordnung festgelegten Vorsorgewerte (Bodenart Lehm/Schluff, Organik > 8 %) werden eingehalten.

Komposte und Biokohlekomposte

Die wichtigsten Parameter der für die Bodenmischungen verwendeten Biokohle, Komposte und Biokohlekomposte sind in Tab. 4.36 aufgeführt.

Tab. 4.36: Ausgewählte physikalische, chemisch-physikalische und chemische Parameter der verwendeten Biokohle, Komposte und Biokohlekomposte

Parameter	pH (CaCl ₂)	Salzgehalt (feucht)	Rohdichte (feucht)	WHK _{max}	C _t	N _t	C/N	N _{min}
Komposte/BKS	[-]	[g/l]	[g/l]	[Vol.-%]	[% TS]	[% TS]	[-]	[mg/l]
BKS 15	7,5	3,5	773	72	28,2	1,2	24	18
BKS 30	7,6	1,9	688	78	33,5	1,0	34	39
GA2 IR 0%	7,6	2,0	934	72	9,5	0,6	16	54
GA2 IR 15%	7,6	1,7	865	69	20,7	0,6	35	31
GA3 IR 0%	7,9	2,2	793	72	12,3	0,9	15	34
GA3 IR 15%	8,1	2,2	680	71	30,3	0,9	33	54
Biokohle	8,5	0,6	342	n.b.	71,9	0,8	87	n.b.

Die verwendeten Komposte und Biokohlekomposte haben einen pH-Wert im neutralen bis schwach basischen Bereich (7,5 – 8,1). Die höchsten pH-Werte haben dabei das GA3 IR 0% und GA3 IR 15% mit 7,9 und 8,1 %. Der Salzgehalt liegt für die untersuchten Komposte/Biokohlekomposte zwischen 1,7 g/l FS und 3,5 g/l FS. Die Rohdichte wurde mit 680 g/l FS bis 934 g/l FS gemessen. Für diesen Parameter zeigt sich ein deutlicher Einfluss der Biokohlezugabe. Die Komposte denen Biokohle zugegeben wurde (GA) bzw. die Biokohlekomposte die mehr Biokohle enthalten (BKS) haben geringere Rohdichten. Die Wasserhaltekapazität liegt für die verwendeten Komposte und Biokohlekomposte zwischen 69 Vol.-% und 78 Vol.-%. 9,5 bis 33,5 % TS wurde für den Gesamtkohlenstoff der Komposte und Biokohlekomposte gemessen. Für diesen Parameter zeigt sich eindeutig ein Einfluss der BK-Zugabe. Die BK-Komposte, die einen höheren Anteil an Biokohle haben (BKS 30 im Vergleich zu BKS 15) bzw. die Komposte denen Biokohle zugegeben wurde (Vergleich GA2 IR 15% vs. GA2 IR 0% und GA3 IR 15% vs. GA3IR0%) haben einen deutlich höheren Gehalt an Gesamtkohlenstoff. Der Mittelwert des Gesamtkohlenstoffs für die Komposte beträgt 11 % TS, der Mittelwert dieses Parameters für die BKK beträgt 28 % TS. Der Stickstoffgehalt liegt für die eingesetzten Komposte/Biokohlekomposte zwischen 0,6 und 1,2 % TS. Hier zeigt sich kein deutlicher Einfluss der Biokohlezugabe. Entsprechend den Messwerten für den Gesamtkohlenstoff und Gesamtstickstoff ist das C/N –Verhältnis für die BK-Komposte bzw. für die BK-Komposte mit höherem BK-Gehalt deutlich höher. Das C/N Verhältnis liegt für alle gemessenen Komposte und Biokohlekomposte zwischen 24 und 35. Der Mittelwert für die

Komposte ist 15,5, der für die BK-Komposte 32. Der Gehalt an mineralischem Stickstoff (Ammonium + Nitrat) liegt zwischen 18 mg/l und 54 mg/l.

Die reine Biokohle kennzeichnet sich vor allem durch ihren hohen Kohlenstoffgehalt von 71,9 % TS, durch ihre geringe Rohdichte von 342 mg/l FS und durch ihren leicht basischen pH-Wert von 8,5.

4.2.1.2 Biologische Grundcharakterisierung

In Tab. 4.37 sind die biologischen Parameter für die verwendeten Böden, Komposte und Biokohlekomposte und die eingesetzte Biokohle zusammengefasst.

Tab. 4.37: Biologische Parameter für die verwendeten Böden und Komposte

Parameter Komposte/ BK-Komposte	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]	Potentielle Ammonium- oxidation [ng/g TS/min]	Regenwurm- fluchttest [Vergleich mit AS Anzahl]
Böden			
Boden 1	44	3	n.b.
Boden 2*	75 und 46	5 und 4	n.b.
Boden 3	103	11	n.b.
Biokohle, Komposte und Biokohlekomposte			
GA2 IR 0%	650 ±10	120 ± 12	7 ± 2
GA2 IR 15%	690 ± 30	96 ±6	7 ± 2
GA3 IR 0%	720 ± 30	74 ± 1	5 ± 1
GA3 IR 15%	800 ± 10	86 ± 3	5 ± 3
BKS 15 (2012)	860 ± 30	64 ± 2	7 ± 1
BKS 30 (2012)	1370 ± 20	114 ± 5	6 ± 1
Biokohle	110 ± 30	0	n.b.

- Werte aus PV und GV

Bei der Betrachtung der Böden zeigt sich, dass der Boden 3 mit 103 mg/kg TS und 11 ng/g TS/min die höchsten Werte für die mikrobielle Atmung und potentielle Ammoniumoxidation erzielt. Der Boden 1 weist für die mikrobielle Biomasse mit 44 mg/kg TS und für die potentielle Ammoniumoxidation mit 3 ng/g TS/min die niedrigsten Werte auf. Die reine Biokohle hat eine mikrobielle Biomasse von 110 und liegt damit im Bereich des Bodens 3. Die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen wurde für die Biokohle mit Null bestimmt. Die eingesetzten Komposte und Biokohlekomposte erreichen für die mikrobielle Biomasse eine Spanne von 650 mg/kg TS und 1370 mg/kg TS. Es zeigt sich, dass die Komposte denen Biokohle zugesetzt wurde (GA2 IR 15% und GA3 IR 15% im Vergleich zu GA2 IR 0% und GA3 IR 0%) bzw. der Biokohlekompost, der mehr Biokohle enthält (BKS 30 im Vergleich zu BKS 15) eine höhere mikrobielle Biomasse aufweisen. Die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen liegt für Komposte und Biokohlekomposte zwischen 64 ng/g TS/min und 120 ng/g TS/min. Beim Regenwurmfluchttest wurden die eingesetzten Komposte und Biokohlekomposte jeweils mit einem künstlich hergestellten Boden verglichen. Die Würmer (10 Stück pro Testgefäß) wurden jeweils in die Mitte des Testgefäßes gesetzt und hatten die Wahl sich im künstlichen Boden aufzuhalten oder im

Kompost/Biokohlekompost. Nach zwei Tagen wurden die Würmer ausgezählt. Die Anzahl der in die Tabelle eingetragenen Würmer entspricht derjenigen die sich im Kompost/BK-Kompost aufgehalten haben. Es zeigt sich kein signifikanter Unterschied zwischen den verschiedenen Komposten und Biokohlekomposten.

4.2.1.3 Entwicklung ausgewählter chemischer, chemisch-physikalischer und physikalischer Parameter

Die nachstehenden Tab. 4.38 - Tab. 4.41 fassen die Ergebnisse ausgewählter Parameter für die folgenden Versuche zusammen:

- Gefäßversuch 2011 (GV 2011) → 1 Vegetationsperiode
- Gefäßversuch 2012 (GV 2012) → 3 Vegetationsperioden
- Parzellenversuch Julius Kühn-Institut (PV JKI) → 4 Vegetationsperioden
- Parzellenversuch Kummersdorf (PV KU) → 4 Vegetationsperioden

Für die einzelnen Parameter wird im Anschluss an die Tabellen eine versuchsübergreifende Abbildung dargestellt und auf die Entwicklung des jeweiligen Parameters über die Versuchszeit eingegangen sowie die Wirkung kurz nach Zugabe der Materialien (Vergleich der Startwerte) als auch nach Ablauf der Versuchslaufzeit (Vergleich der Endwerte) beschrieben. Im Anschluss wird kurz der Einfluss der Zugabemenge und des verwendeten Materials auf den jeweiligen Parameter erläutert.

Gefäßversuch 2011

Tab. 4.38 stellt die Ergebnisse des Versuchsstarts und Versuchsendes für die Gefäßversuche 2011 dar.

Tab. 4.38: Gefäßversuch 2011: ausgewählte chemische, chemisch-physikalische und physikalische Parameter

Parameter	org. Substanz [% TS]	WHK [Vol.-%]	pH (CaCl ₂) [-]	Rohdichte (feucht) [g/l]	Salzgehalt (feucht) [g/l]
Boden & Bodenmischungen					
Boden 1 Start	2,3	39	6,4	1411	0,3
Boden 1 End	2,1	47	6,1	1513	0,2
Boden 1 + BK Start	2,8	44	7,2	1285	0,6
Boden 1 + BK End	2,5	50	7,3	1389	0,3
Boden 1 + 10 Vol.-% BKS15 Start	3,6	41	6,8	1428	0,6
Boden 1 + 10 Vol.-% BKS15 End	3,1	48	6,7	1439	0,3
Boden 1 + 10 Vol.-% BKS 30 Start	8,5	44	6,8	1372	0,5
Boden 1 + 10 Vol.-% BKS 30 End	7,3	39	6,9	1408	0,2
Boden 1 + 50 Vol.-% BKS 15 Start	7,9	51	7,4	1178	2,5
Boden 1 + 50 Vol.-% BKS 15 End	8,7	58	7,4	1232	0,8

Ergebnisse und Diskussion

Parameter	org. Substanz [% TS]	WHK [Vol.-%]	pH (CaCl ₂) [-]	Rohdichte (feucht) [g/l]	Salzgehalt (feucht) [g/l]
Boden & Bodenmischungen					
Boden 1 + 50 Vol.-% BKS 30 Start	9,3	52	7,2	1143	1,3
Boden 1 + 50 Vol.-% BKS30 End	3,4	60	7,4	1163	0,5

Gefäßversuch 2012

Für den Gefäßversuch 2012 sind in Tab. 4.39 die Ergebnisse ausgewählter chemisch-physikalischer Parameter dargestellt.

Tab. 4.39: Gefäßversuch 2012: ausgewählte chemische, chemisch-physikalische und physikalische Parameter

Parameter	org. Substanz [% TS]	WHK [Vol.-%]	pH (CaCl ₂) [-]	Rohdichte (feucht) [g/l]	Salzgehalt (feucht) [g/l]
Boden & Bodenmischungen					
Boden 2 Start	0,9	39	7,8	1463	0,3
Boden 2 End	0,7	44	7,3	1609	0,2
Boden 2 + BK Start	1,5	39	7,9	1426	0,3
Boden 2 + BK End	1,3	34	7,5	1574	0,2
Boden 2 + BKS 15 Start	3,5	46	7,8	1430	0,8
Boden 2 + BKS 15 End	2,5	45	7,6	1390	0,7
Boden 2 + BKS 30 Start	3,5	45	7,8	1392	0,7
Boden 2 + BKS 30 End	2,6	46	7,7	1420	0,8
Boden 2 + GA2 IR 0% Start	2,2	44	7,7	1377	0,7
Boden 2 + GA2 IR 0% End	2,1	45	7,4	1526	0,4
Boden 2 + GA2 IR 15% Start	2,8	43	7,8	1359	0,7
Boden 2 + GA2 IR 15% End	2,7	47	7,6	1496	0,5
Boden 2 + GA3 IR 0% Start	2,6	45	7,7	1353	0,8
Boden 2 + GA3 IR % End	1,9	46	7,5	1466	0,6
Boden 2 + GA3 IR 15% Start	3,8	46	7,8	1310	0,9
Boden 2 + GA3 IR 15% End	3,0	49	7,7	1397	0,9

Parzellenversuch JKI

Tab. 4.40 fasst die Ergebnisse ausgewählter chemischer, chemisch-physikalischer und physikalischer Parameter für den Parzellenversuch JKI zusammen.

Tab. 4.40: Parzellenversuch JKI: ausgewählte chemischer, chemisch-physikalischer und physikalischer Parameter

Parameter	org. Substanz [% TS]	WHK [Vol.-%]	pH (CaCl ₂) [-]	Rohdichte (feucht) [g/l]	Salzgehalt (feucht) [g/l]
Boden & Bodenmischungen					
Boden 2 Start	0,7	37	7,3	1425	0,2
Boden 2 End	0,8	38	6,5	1118	0,1
Boden 2 + BKS 30 Start	11,5	56	7,6	1370	1,1
Boden 2 + BKS 30 End	7,4	51	6,9	1385	0,4
Boden 2 + BK Start	2,9	40	7,5	1178	0,4
Boden 2 + BK End	2,3	42	7,0	1428	0,1

Parzellenversuch KU

In Tab. 4.41 sind die Ergebnisse bestimmter chemischer, chemisch-physikalischer und physikalischer Parameter für den Parzellenversuch KU dargestellt.

Tab. 4.41: Parzellenversuch KU: ausgewählte chemische, chemisch-physikalische und physikalische Parameter

	org. Substanz [% TS]	WHK [Vol.-%]	pH (CaCl ₂) [-]	Rohdichte (feucht) [g/l]	Salzgehalt (feucht) [g/l]
Boden 3 Start	2,8	51	6,9	1450	0,5
Boden 3 End	2,9	45	6,6	1413	0,2
Boden 3 + BKS15 Start	9,2	57	7,5	1127	0,8
Boden 3 + BKS15 End	4,2	43	6,6	1266	0,3

Organische Substanz

Entwicklung der organischen Substanz (Abb. 4.56)

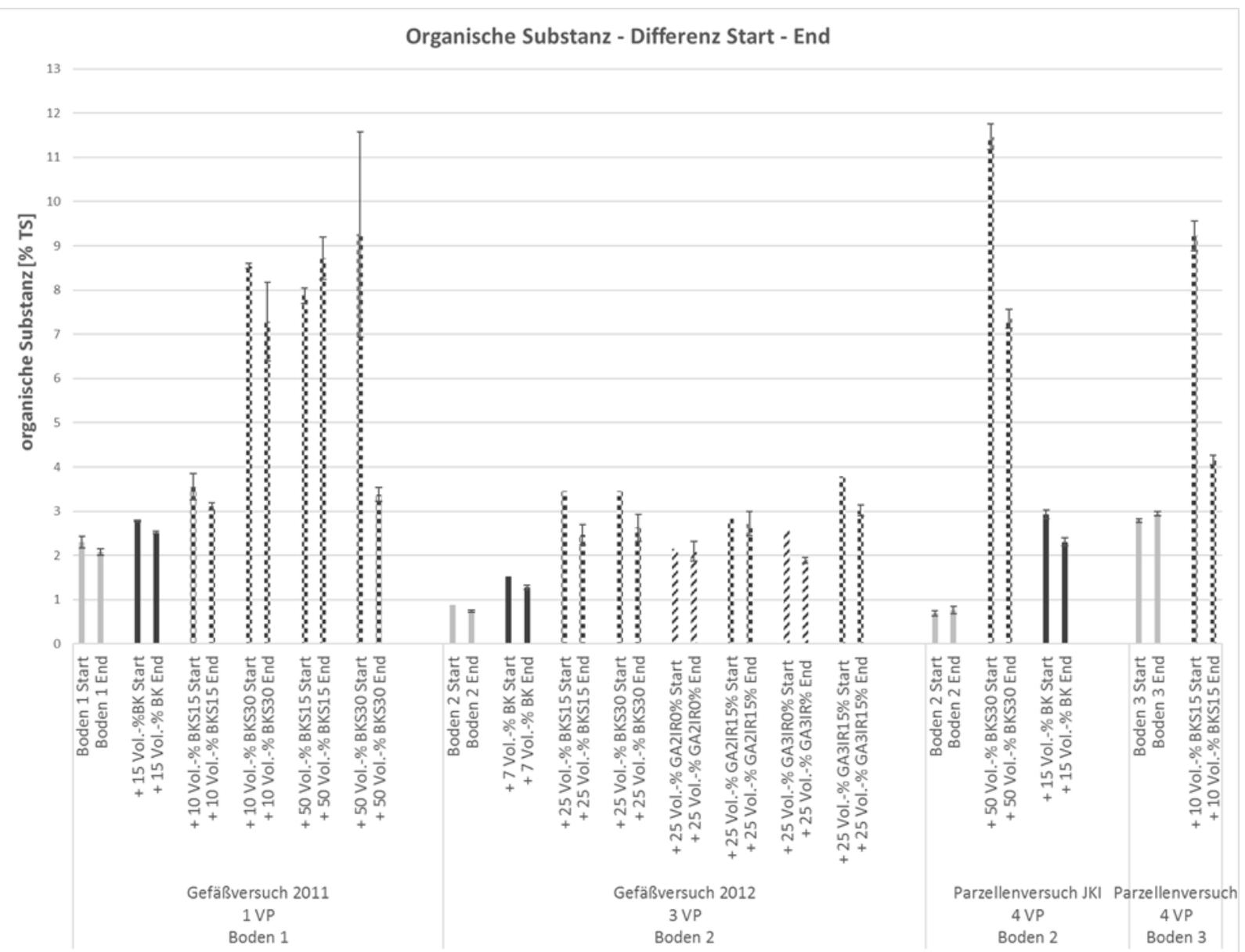


Abb. 4.56: Entwicklung der organischen Substanz über die Versuchslaufzeit, Gefäßversuch 2011 -1 VP, Gefäßversuch 2012 - 3 VP, Parzellenversuch JKI und KU - 4 VP (Vergleich der Start- und Endwerte)

Die organische Substanz nimmt bis zum Ende der Versuche in der Regel ab. Für den **Gefäßversuch 2011** ergeben sich folgende Werte: Die organische Substanz nimmt in einer Vegetationsperiode für den Boden 1 ohne Zugabe um 9 % TS ab. Der Boden mit BK-Zugabe zeigt mit 9 % TS die gleiche Reduzierung der organischen Substanz. Für die Böden mit 10 Vol.-% Biokohlezugabe ergibt sich ein Rückgang von 13 % TS (BKS 15) und 15 % TS (BKS 30). Der Boden mit 50 Vol.-% BKS 30-Zugabe zeigt einen hohen Rückgang der organischen Substanz von 64 % TS in einer Vegetationsperiode. Für die BKS 15-Zugabe mit der gleichen Zugabemenge wurde eine Zunahme von 11 % TS bestimmt.

Beim **Gefäßversuch 2012** kommt es für den Boden 2 ohne Zugabe zu einer Reduzierung der organischen Substanz um 15 %. Für den Boden mit BK zu einer Reduzierung von 16 % bis zum Versuchsende nach 3 VP. Die Biokohlekomposte BKS 15 und 30 weisen eine Verringerung von 29 % bzw. 24 % auf. Für den Kompost und Biokohlekompost des Großansatzes 2 wurde nur eine sehr geringe Reduzierung der organischen Substanz von 3 % (GA2 IR 0%) und 4 % (GA2 IR 15%) gemessen. Der Kompost und BK-Kompost des Großansatzes 3 zeigt dagegen wieder eine hohe Reduzierung von 26 % (GA3 IR 0%) und 20 % (GA3 IR 15%).

Für den **Parzellenversuch JKI** wurde nach Ablauf der Versuchszeit nach 4 VP für den Boden 2 ohne Zugabe eine Förderung der organischen Substanz von 10 % TS bestimmt. Für die Zugabe von 50 Vol.-% BKS 30 und Biokohle wurde eine Reduzierung gemessen (BKS 30: 36 %, BK: 21 %).

Der Boden 3 ohne Zugabe des **Parzellenversuches KU** weist nach Versuchsende mit 6 % eine geringe Steigerung der organischen Substanz auf. Für den Boden 3 mit 10 Vol.-% BKS15 Zugabe wurde zum Versuchsende eine um 55 % geringere organische Substanz bestimmt.

Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf die organische Substanz kurz nach Zugabe und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Abb. 4.57)

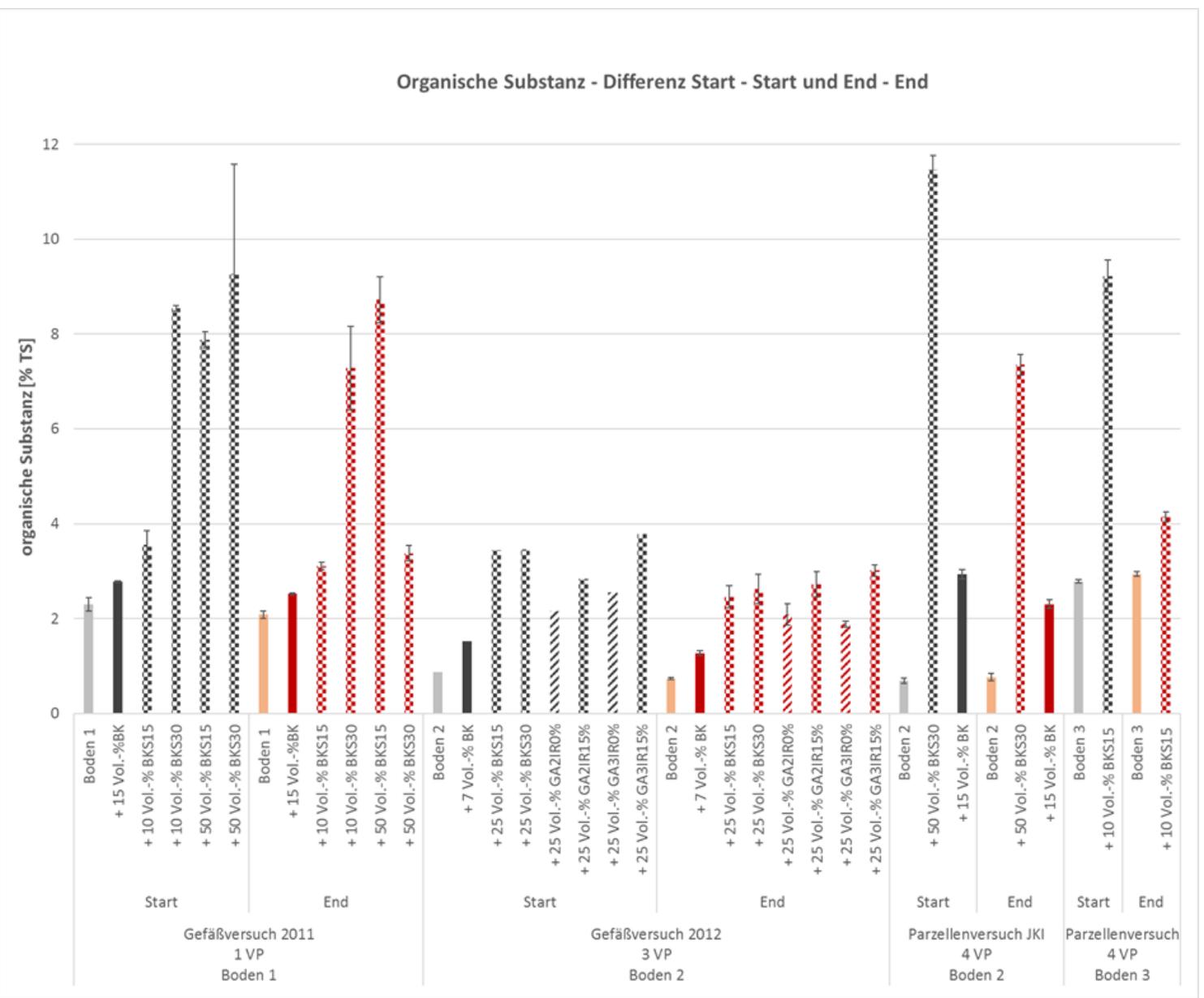


Abb. 4.57: Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf die organische Substanz kurz nach Zugabe (Differenz der Startwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe) und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Differenz der Endwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe)

Wirkung bei sofortiger Zugabe

Für die **Biokohle** wurde kurz nach Zugabe eine Erhöhung der organischen Substanz von 0,5 % TS (GV 2011), 0,7 % TS (GV 2012) und 2,2 % TS (PV JKI) gemessen.

Auch für die Zugaben von **Biokohlekomposten**: kam es zu einer durchschnittlichen Steigerung der organischen Substanz von 4,7 % TS im Vergleich zu den Böden ohne Zugabe. Die einzelnen Werte lauten:

- 1,3 % TS (10 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 6,2 % TS (10 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 5,6 % TS (50 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 7,0 % TS (50 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 2,6 % TS (25 Vol.-% BKS 15 → GV 2012)
- 2,6 % TS (25 Vol.-% BKS 30 → GV 2012)
- 2,0 % TS (25 Vol.-% GA2 IR 15% → GV 2012)
- 2,9 % TS (25 Vol.-% GA3 IR 15% → GV 2012)
- 10,8 % TS (50 Vol.-% BKS 30 → PV JKI)
- 6,4 % TS (10 Vol.-% BKS 15 → PV KU)

Die geringste Erhöhung von 1,3 % TS wurde für die geringste Zugabemenge von 10 Vol.-% BKS 15 im Gefäßversuch 2011 erzielt. Die größte Erhöhung mit 10,8 % wurde durch die höchste Zugabemenge von 50 Vol.-% im Parzellenversuch JKI erzielt.

Für die beiden **Kompostzugaben** wurden ebenfalls Steigerungen der organischen Substanz erzielt. Für GA2 IR 0% 1,3 % TS und für GA3 IR 0% 1,7 %TS.

Wirkung nach 1, 3 und 4 Vegetationsperioden

Zum Ende der Versuchslaufzeit wurden für alle drei Versuche für die Zugabe von **Biokohle** noch Steigerungen der organischen Substanz ermittelt. Für den Gefäßversuch 2011 waren es 0,4 % TS, für den Gefäßversuch 2012 0,5 % TS und für den Parzellenversuch am JKI 1,5 % TS.

Die Zugabe von **Biokohlekompost** führte auch noch nach Ablauf der Versuchslaufzeit zu einer im Vergleich zum Boden ohne Zugabe gestiegenen organischen Substanz. Folgende Werte wurden ermittelt:

- 1,0 % TS (10 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 5,2 % TS (10 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 6,6 % TS (50 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 1,3 % TS (50 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 1,7 % TS (25 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 1,9 % TS (25 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 2,0 % TS (25 Vol.-% GA2 IR 15% → GV 2011)
- 2,3 % TS (10 Vol.-% GA3 IR 15% → GV 2011)
- 6,6 % TS (50 Vol.-% BKS 30 → PV JKI)
- 1,2 % TS (10 Vol.-% BKS 15 → PV KU)

Durchschnittlich ergibt sich damit eine Erhöhung von 3 % TS. Die höchsten Steigerungen mit 6,6 % TS und 5,2 % TS zeigen die Böden, denen 50 Vol.-% BKS zugegeben wurde. Die geringsten Steigerungen mit 1,0 % TS und 1,2 % TS zeigen die Böden mit den geringsten Zugabemengen von 10 Vol.-%.

Die Zugabe von **Kompost** führt ebenfalls zu anhaltenden Steigerungen der organischen Substanz. Für die Zugabe von 25 Vol.-% GA2 IR 0% beträgt diese Steigerung 1,5 % TS und für die Zugabe von 25 Vol.-% GA3 IR 0% 1,1 % TS.

pH-Wert

Entwicklung des pH-Wertes (Abb. 4.58)

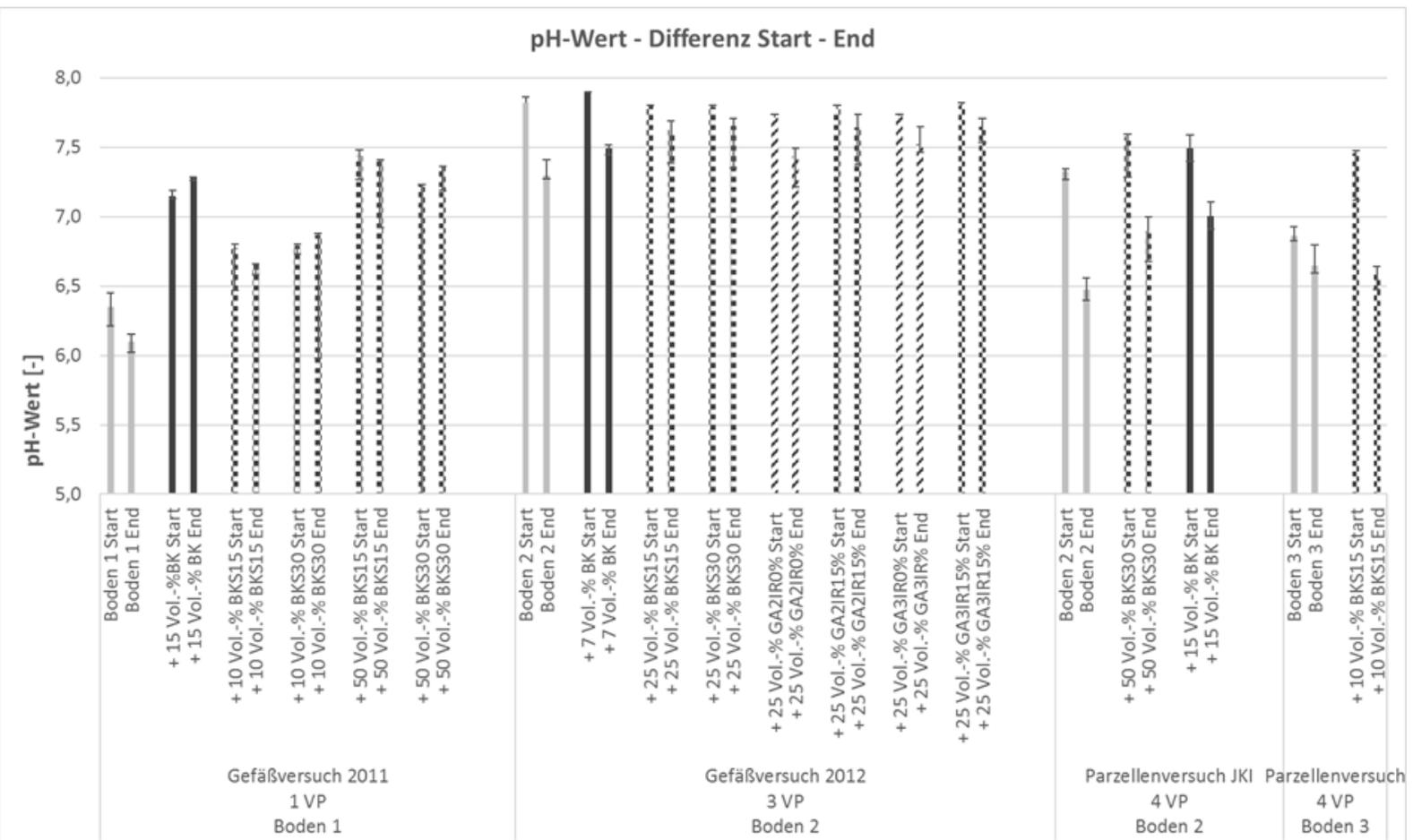


Abb. 4.58: Entwicklung des pH-Wertes über die Versuchslaufzeit, Gefäßversuch 2011 - 1 VP, Gefäßversuch 2012 - 3 VP, Parzellenversuch JKI und KU - 4 VP (Vergleich der Start- und Endwerte)

Beim **Gefäßversuch 2011** zeigt die Entwicklung des pH-Wertes keine deutlichen Unterschiede zwischen Start- und Endwerten. Für den Boden ohne Zugabe (-4 %), den Boden mit 10 Vol.-% BKS 30-Zugabe (-1,6 %) und für den Boden mit 50 Vol.-% BKS 30 Zugabe (-0,5 %) wird am Ende der Vegetationsperiode ein minimal geringerer pH-Wert gemessen als zu Beginn des Versuchs. Vernachlässigbare Steigerungen von 1,8 %, 1,1 % und 1,7 % ergeben sich für die Biokohlezugabe, die Zugabe von 10 Vol.-% BKS 30 und 50 Vol.-% BKS 30.

Für den **Gefäßversuch 2012** werden nach Ablauf des Versuchs für die verschiedenen Varianten geringere pH-Werte gemessen als zu Beginn des Versuchs. Für den Boden 2 ohne Zugabe ergibt sich eine Reduzierung von 6,7 % für den Boden mit BK-Zugabe von 5,1 %. Die pH-Werte für die Kompost- und BK-Kompost-Zugaben sind am Ende der 3 Vegetationsperiode um durchschnittlich 2,3 % gesunken. Es zeigt sich, dass die Komposte (GA2 IR 0%: -3,6, GA3 IR 0% -2,6 %) eine höhere Reduzierung des pH-Wertes verursachen als die Biokohlekomposte (GA2 IR 15 %: -1,7, GA3 IR 15% -1,9 %, BKS 15 -2,3, BKS 30: -1,7).

Für den **Parzellenversuch am JKI** wurde für alle drei Varianten eine Abnahme des pH-Wertes zwischen Versuchsende und Versuchsanfang ermittelt. Für den Boden 2 + Zugabe betrug diese Abnahme -11,7 %. Für den Boden 2 mit BK-Zugabe -8,9 % und für den Boden mit 50 Vol.-% BKS 30 Zugabe -6,5 %.

Auch für den **Parzellenversuch in Kummersdorf** wurden am Versuchsende niedrigere pH-Werte ermittelt als am Versuchsbeginn. Für den Boden 3 ohne Zugabe war die Verringerung 3,1 % für die Zugabe von 10 Vol.-% BKS 11,8 %.

Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf den pH-Wert kurz nach Zugabe und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Abb. 4.59)

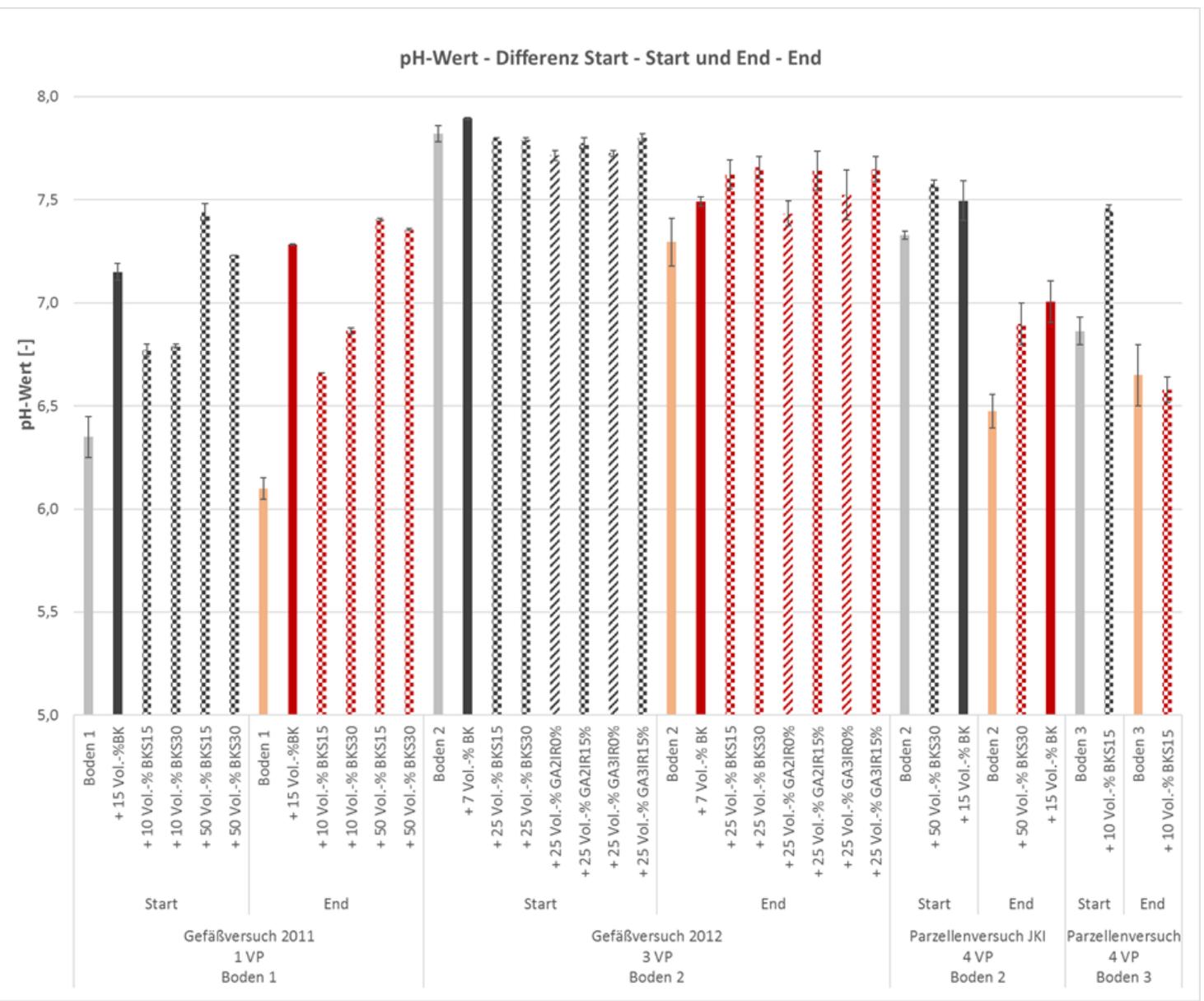


Abb. 4.59: Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf den pH-Wert kurz nach Zugabe (Differenz der Startwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe) und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Differenz der Endwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe)

Wirkung bei sofortiger Zugabe

Wird den Böden **Biokohle** zugegeben, wird eine Erhöhung des pH-Wertes im Vergleich zu den Böden ohne Zugabe gemessen. Für den GV 2011 um 0,8, für den GV 2012 um 0,1 und für den PV JKI um 0,2.

Die Böden mit **Kompost** zeigen kurz nach Zugabe einen geringeren pH-Wert als die Böden ohne Zugabe (GA2 IR 0% und GA3 IR 0% -0,1 und -0,1).

Werden die Böden mit **BK-Kompost-Zugabe** mit den Böden ohne Zugabe verglichen, zeigt sich eine durchschnittliche Steigerung des pH-Wertes von 0,4. Die ermittelten Einzelwerte lauten:

- 0,4 (10 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 0,4 (10 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 1,1 (50 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 0,9 (50 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 0 (25 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 0 (25 Vol.-% BKS 30 → GV2011)
- 0 (25 Vol.-% GA2 IR 15% → GV 2011)
- 0 (10 Vol.-% GA3 IR 15% → GV2011)
- 0,3 (50 Vol.-% BKS 30 → PV JKI)
- 0,6 (10 Vol.-% BKS 15 → PV KU)

Wirkung nach 1, 3 und 4 Vegetationsperioden

Nach Ablauf der Versuchslaufzeit zeigen die Böden mit BK-Zugabe im Vergleich zum Boden ohne Zugabe weiterhin höhere Werte. Für den GV 2011 um 1,2, für den GV 2012 um 0,2 und für den PV JKI um 0,5.

Auch die Böden mit Kompostzugabe zeigen Steigerungen des pH-Wertes um 0,1 (GA2 IR 0%) und 0,2 (GA3 IR 0%) im Vergleich zu dem Boden ohne Zugabe.

Für die Zugabe von BK-Kompost kam es zu einer durchschnittlichen Erhöhung von 0,6. Folgende Werte wurden für die einzelnen BK-Komposte ermittelt:

- 0,6 (10 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 0,8 (10 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 1,3 (50 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 1,3 (50 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 0,3 (25 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 0,4 (25 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 0,3 (25 Vol.-% GA2 IR 15% → GV 2011)
- 0,4 (10 Vol.-% GA3 IR 15% → GV 2011)
- 0,4 (50 Vol.-% BKS 30 → PV JKI)
- -0,1 (10 Vol.-% BKS 15 → PV KU)

Rohdichte

Entwicklung der Rohdichte (Abb. 4.60)

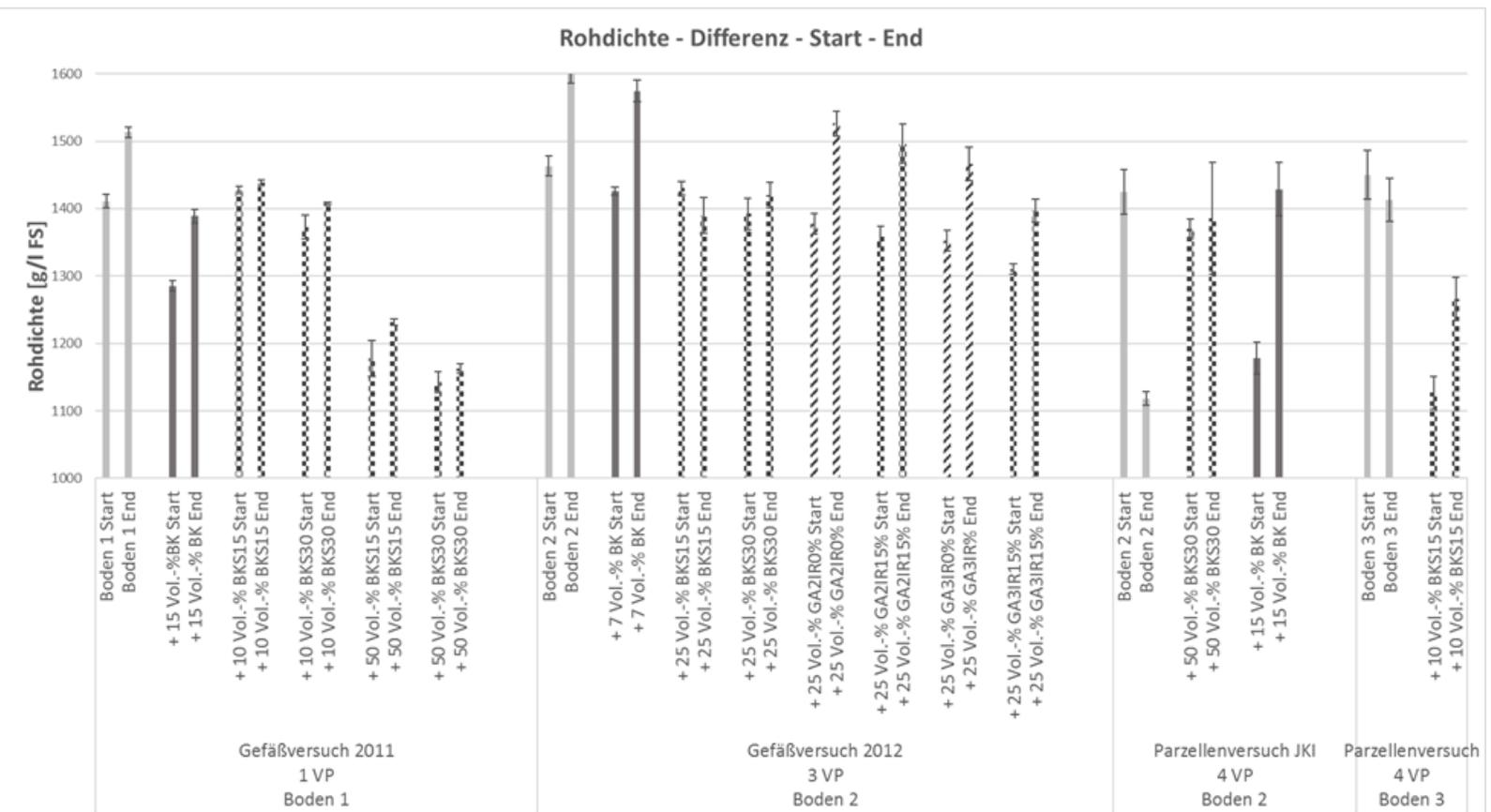


Abb. 4.60: Entwicklung der Rohdichte über die Versuchslaufzeit, Gefäßversuch 2011 -1 VP, Gefäßversuch 2012 - 3 VP, Parzellenversuch JKI und KU - 4 VP (Vergleich der Start- und Endwerte)

Die Rohdichte ist am Ende der Vegetationsperiode im **Gefäßversuch 2011** in allen Varianten höher als zu Beginn des Versuchs. Der Boden 1 ohne Zugabe zeigt eine Erhöhung von 7,2 % der Boden mit BK-Zugabe eine Erhöhung von 8,1 %. Die Böden mit den BK-Kompost-Zugaben weisen Steigerungen der Rohdichte von 0,8 bis 4,6 % auf.

Im **Gefäßversuch 2012** kam es ebenfalls zu einer Steigerung der Rohdichte zwischen Versuchsstart und Versuchsende. Für den Boden 2 ohne Zugabe betrug diese 10 %, für den Boden 2 mit BK-Zugabe 10,4 %. Für die GA2 Varianten 10,8 % und 10,1 % und für die GA3 Varianten 8,4 % und 6,6 %. Lediglich die BKS Varianten zeigten nur eine geringfügige Erhöhung von 2 % (BKS 30) oder auch eine Reduzierung von -2,8 % (BKS 15).

Beim **Parzellenversuch am JKI** wurde für den Boden ohne Zugabe eine Reduzierung der Rohdichte von -21,5 % gemessen. Für die Zugabe von 50 Vol.-% BKS 30 wurde eine geringe Erhöhung der Rohdichte und für die BK-Zugabe eine deutliche Erhöhung von 21,2 % gemessen.

Für den Parzellenversuch in Kummersdorf wurde für den Boden 3 ohne Zugabe eine Reduzierung zwischen Start- und Endwert von -2,6 % bestimmt. Für die Applikation von 10 Vol.-% BKS 15 wurde am Versuchsende eine Erhöhung von 12,3 % gemessen.

Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf die Rohdichte kurz nach Zugabe und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Abb. 4.61)

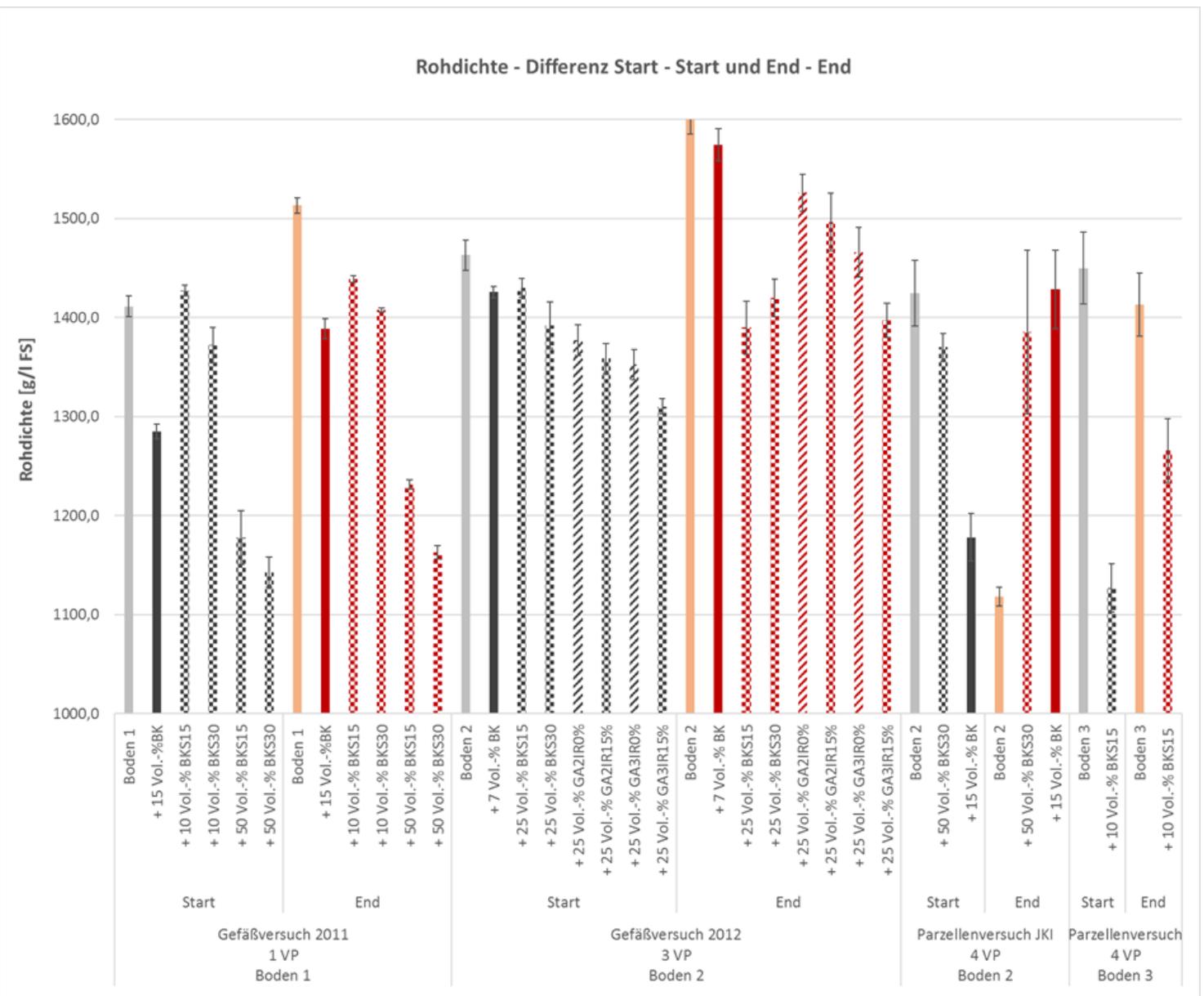


Abb. 4.61: Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf die Rohdichte kurz nach Zugabe (Differenz der Startwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe) und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Differenz der Endwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe)

Wirkung bei sofortiger Zugabe

Die Zugabe von **Biokohle** führt für alle drei Versuche zu einer deutlichen Reduzierung der Rohdichte. Im Gefäßversuch 2011 beträgt diese -126 g/l FS, im Gefäßversuch 2012 -37 g/l FS und im Parzellenversuch JKI -246 g/l FS.

Die **Kompostzugabe** führt für GA2 IR 0% zu einer Reduzierung von -86 g/l FS und für GA3 IR 0% von -110 g/l FS.

Die **Biokohlekomposte** führen zu einer durchschnittlichen Reduzierung der Rohdichte von -126 g/l FS. Folgende Einzelwerte wurden für die Biokohlekomposte ermittelt:

- 16 g/l FS (10 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- -39 g/l FS (10 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- -233 g/l FS (50 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- -268 g/l FS (50 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- -33 g/l FS (25 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- -71 g/l FS (25 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- -104 g/l FS (25 Vol.-% GA2 IR 15% → GV 2011)
- -153 g/l FS (10 Vol.-% GA3 IR 15% → GV 2011)
- -54 g/l FS (50 Vol.-% BKS 30 → PV JKI)
- -323 g/l FS (10 Vol.-% BKS 15 → PV KU)

Wirkung nach 1, 3 und 4 Vegetationsperioden

Die Zugabe von **Biokohle** führt im Gefäßversuch 2011 (-124 g/l FS) und im Gefäßversuch 2012 (-35 g/l FS) weiterhin zu einer Reduzierung der Rohdichte. Im Parzellenversuch wurde eine Erhöhung der Rohdichte von 310 g/l FS gemessen.

Die Zugabe von **Kompost** zum Boden 2 hat nach 3 Vegetationsperioden für GA2 IR 0% zu einer Reduzierung der Rohdichte von -83 g/l FS geführt und für GA3 IR 0% zu einer Reduzierung von -143 g/l FS.

Die Rohdichte zeigte für die **Biokohlekomposte** auch noch zum Ablauf der Versuchslaufzeiten eine durchschnittliche Reduzierung von -143 g/l FS. Im Folgenden sind die einzelnen Ergebnisse der BK-Komposte aufgeführt:

- -74 g/l FS (10 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- -105 g/l FS (10 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- -282 g/l FS (50 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- -350 g/l FS (50 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- -220 g/l FS (25 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- -189 g/l FS (25 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- -113 g/l FS (25 Vol.-% GA2 IR 15% → GV 2011)
- -212 g/l FS (10 Vol.-% GA3 IR 15% → GV 2011)
- 267 g/l FS (50 Vol.-% BKS 30 → PV JKI)

- -147 g/l FS (10 Vol.-% BKS 15 → PV KU)

Die höchsten Reduzierungen der Rohdichte wurden für die höchsten Zugabemengen von 50 Vol.-% ermittelt.

Maximale Wasserhaltekapazität

Entwicklung der maximalen Wasserhaltekapazität (Abb. 4.62)

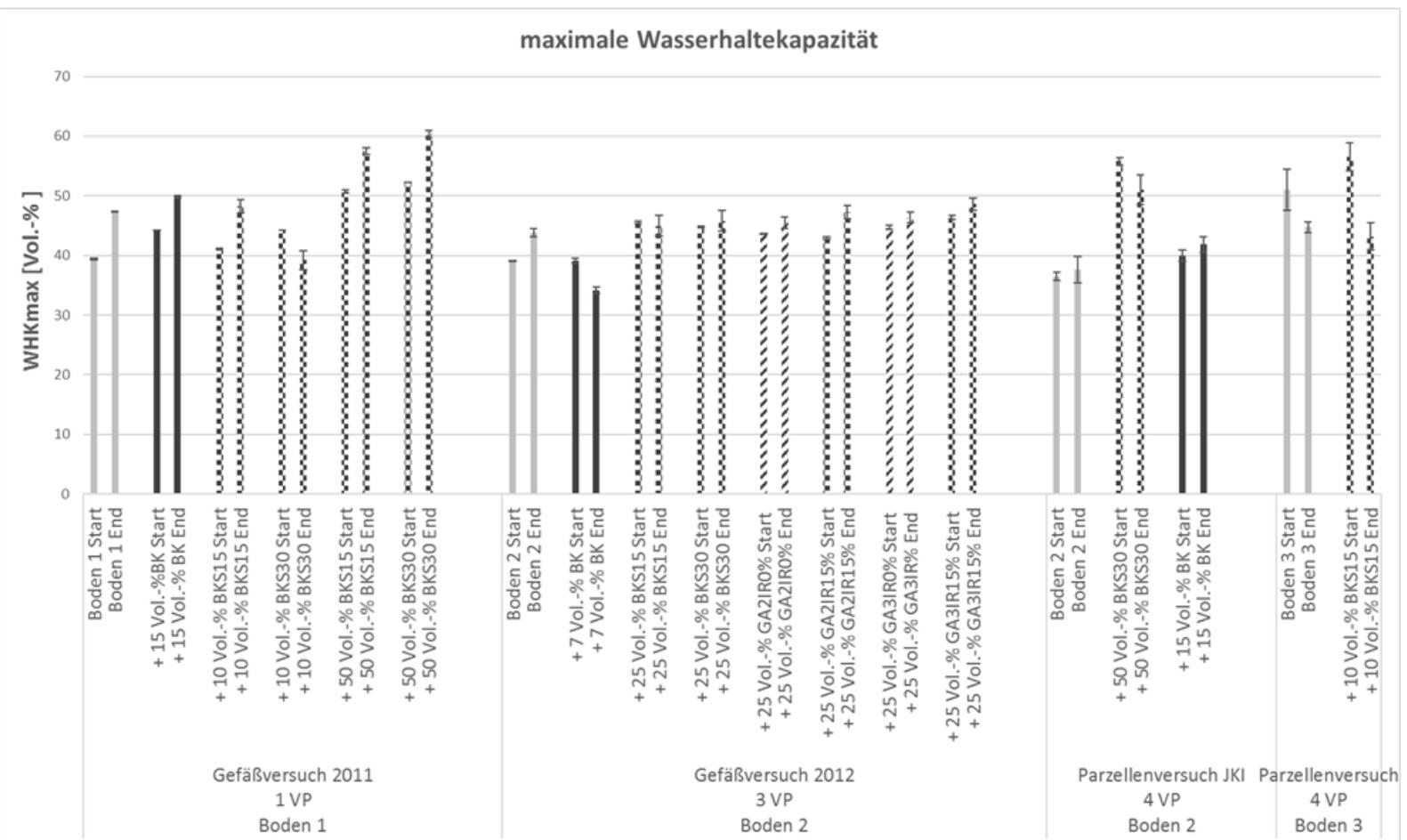


Abb. 4.62: Entwicklung der maximalen Wasserhaltekapazität über die Versuchslaufzeit, Gefäßversuch 2011 - 1 VP, Gefäßversuch 2012 - 3 VP, Parzellenversuch JKI und KU - 4 VP (Vergleich der Start- und Endwerte)

Ein Vergleich der Start- und Endwerte der maximalen Wasserhaltekapazität für den **Gefäßversuch 2011** zeigt, dass es i.d.R. zu einer Zunahme der WHK_{max} bis zum Versuchsende kommt. Für den Boden ohne Zugabe beträgt diese 20,1 %, für den Boden mit BK-Zugabe 12,9 %, für 10 Vol.-% BKS 15 beträgt diese 17,6 %, für 50 Vol.-% BKS 15 13,5 % und für 50 Vol.-% BKS 30 15,4 %. Eine Ausnahme bildet die Zugabe von 10 Vol.-% BKS 30. Hier wurde eine Abnahme der maximalen Wasserhaltekapazität von -11,5 % ermittelt

Für den **Gefäßversuch 2012** wurde für den Boden 2 ohne Zugabe eine Zunahme der WHK_{max} von 12,3 % gemessen. Für den Boden 2 mit BK-Zugabe wurde eine Reduzierung der WHK_{max} zum Versuchsende um -12,8 % ermittelt. Bei der Zugabe von 25 Vol.-% Kompost und Biokohlekompost wurde eine durchschnittliche Erhöhung der maximalen WHK von 4 % zum Versuchsende ermittelt.

Der Boden 2 ohne Zugabe im **Parzellenversuch JKI** wies nach 4 VP eine Erhöhung der max. WHK von 3,1 % auf, der Boden 2 mit BK-Zugabe von 4,7 %. Dagegen zeigte der Boden 2 mit 50 Vol.-% BKS Zugabe eine Reduzierung der WHK_{max} um -8,5 % zum Versuchsende.

Im **Parzellenversuch in Kummersdorf** wurde sowohl für den Boden 3 ohne Zugabe (-12,2 %) als auch für den Boden 3 mit 10 Vol.-% BKS 15 Zugabe (-23,7%) eine Reduzierung gemessen.

Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf die maximale Wasserhaltekapazität kurz nach Zugabe und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Abb. 4.63)

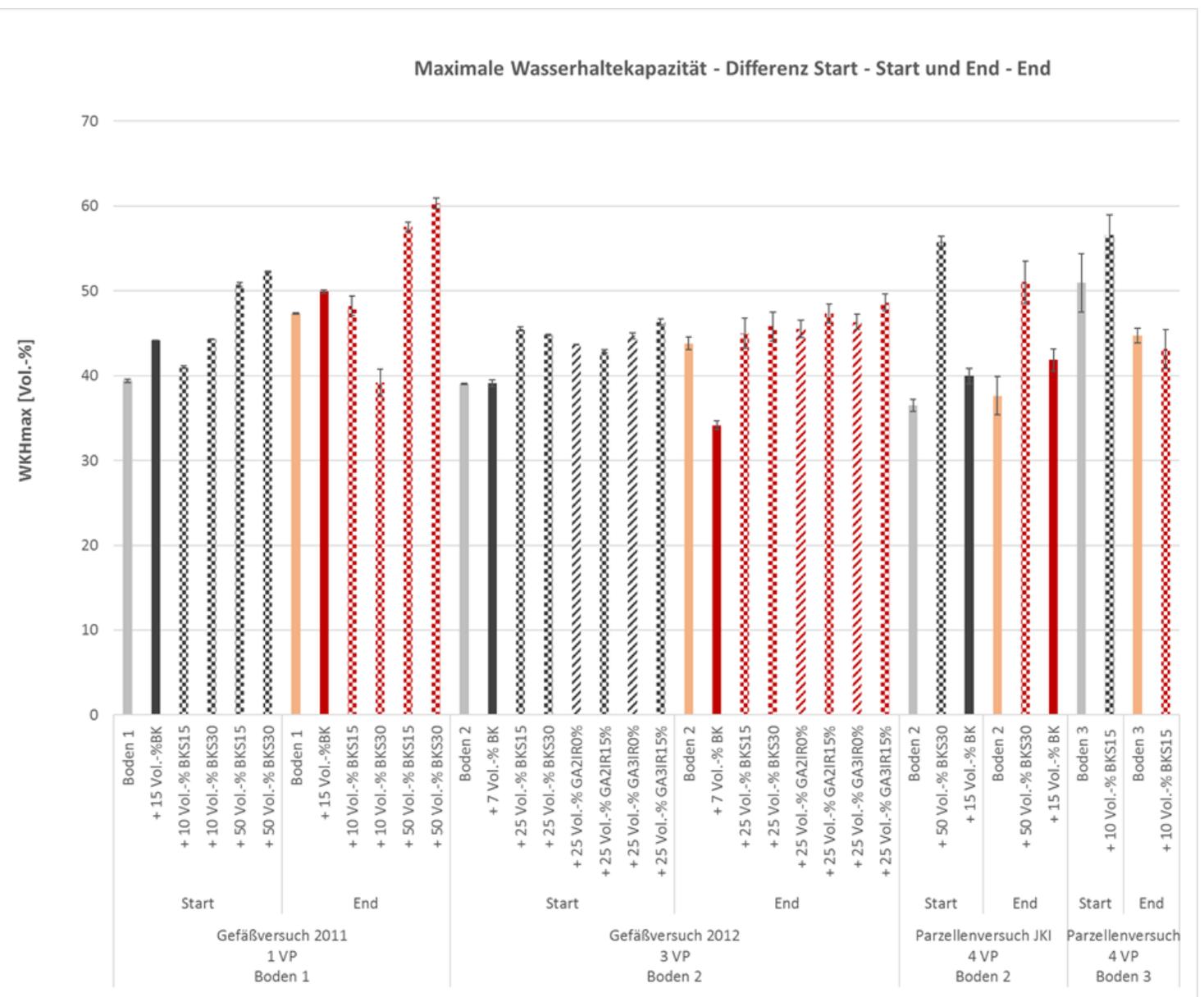


Abb. 4.63: Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf die maximale Wasserhaltekapazität kurz nach Zugabe (Differenz der Startwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe) und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Differenz der Endwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe)

Wirkung bei sofortiger Zugabe

Die Zugabe von **Biokohle** führt in allen Versuchen zu einer Zunahme der maximalen Wasserhaltekapazität. Für den Gefäßversuch 2011 beträgt diese Zunahme 4,8 Vol.-%, für den GV 2012 0,1 Vol.-% und für den PV JKI 3,5 Vol.-%.

Die Zugabe der **Komposte** GA2 IR 0% und GA3 IR 0% führte zu einer Erhöhung der maximalen Wasserhaltekapazität von 4,6 Vol.-% bzw. 5,7 Vol.-%.

Die maximale Wasserhaltekapazität steigt ebenfalls deutlich, wenn **Biokohlekomposte** den Böden zugegeben werden. Die durchschnittliche Erhöhung beträgt 7,9 Vol.-%. Die Werte für die einzelnen BK-Komposte sind nachfolgend aufgelistet:

- 1,6 Vol.-% (10 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 4,9 Vol.-% (10 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 11,3 Vol.-% (50 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 12,8 Vol.-% (50 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 6,5 Vol.-% (25 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 5,8 Vol.-% (25 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 3,8 Vol.-% (25 Vol.-% GA2 IR 15% → GV 2011)
- 7,3 Vol.-% (10 Vol.-% GA3 IR 15% → GV 2011)
- 19,3 Vol.-% (50 Vol.-% BKS 30 → PV JKI)
- 5,6 Vol.-% (10 Vol.-% BKS 15 → PV KU)

Wirkung nach 1,3 und 4 Vegetationsperioden

Die **Biokohlezugabe** führt für den GV 2011 (2,6 Vol.-%) und den PV JKI (4,2 Vol.-%) zu einer Erhöhung der WHK_{max} auch noch nach Ablauf der Versuchslaufzeit. Für den GV 2012 wurde allerdings nach 3 VP eine geringere WHK_{max} (-9,7 Vol.-%) ermittelt.

Die Zugabe von **Kompost** führt auch noch nach 3 Vegetationsperioden zu einer höheren maximalen Wasserhaltekapazität. Für GA2IR0% beträgt diese 1,7 Vol.-% und für GA3IR0% 2,5 Vol.-%.

Die Zugabe von **Biokohlekomposten** führt auch noch nach Ablauf der Versuchslaufzeiten i.d.R. zu höheren Wasserhaltekapazitäten. Die durchschnittliche Erhöhung beträgt: 3,9 Vol.-%. Die Einzelwerte der BK-Komposte sind nachfolgend aufgeführt:

- 0,9 Vol.-% (10 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- -8,1 Vol.-% (10 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 12,2 Vol.-% (50 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 13,0 Vol.-% (50 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 1,2 Vol.-% (25 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 2,0 Vol.-% (25 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 3,5 Vol.-% (25 Vol.-% GA2 IR 15% → GV 2011)
- 4,8 Vol.-% (10 Vol.-% GA3 IR 15% → GV 2011)
- 13,4 Vol.-% (50 Vol.-% BKS 30 → PV JKI)
- -1,6 Vol.-% (10 Vol.-% BKS 15 → PV KU)

Salzgehalt

Entwicklung des Salzgehalts (Abb. 4.64)

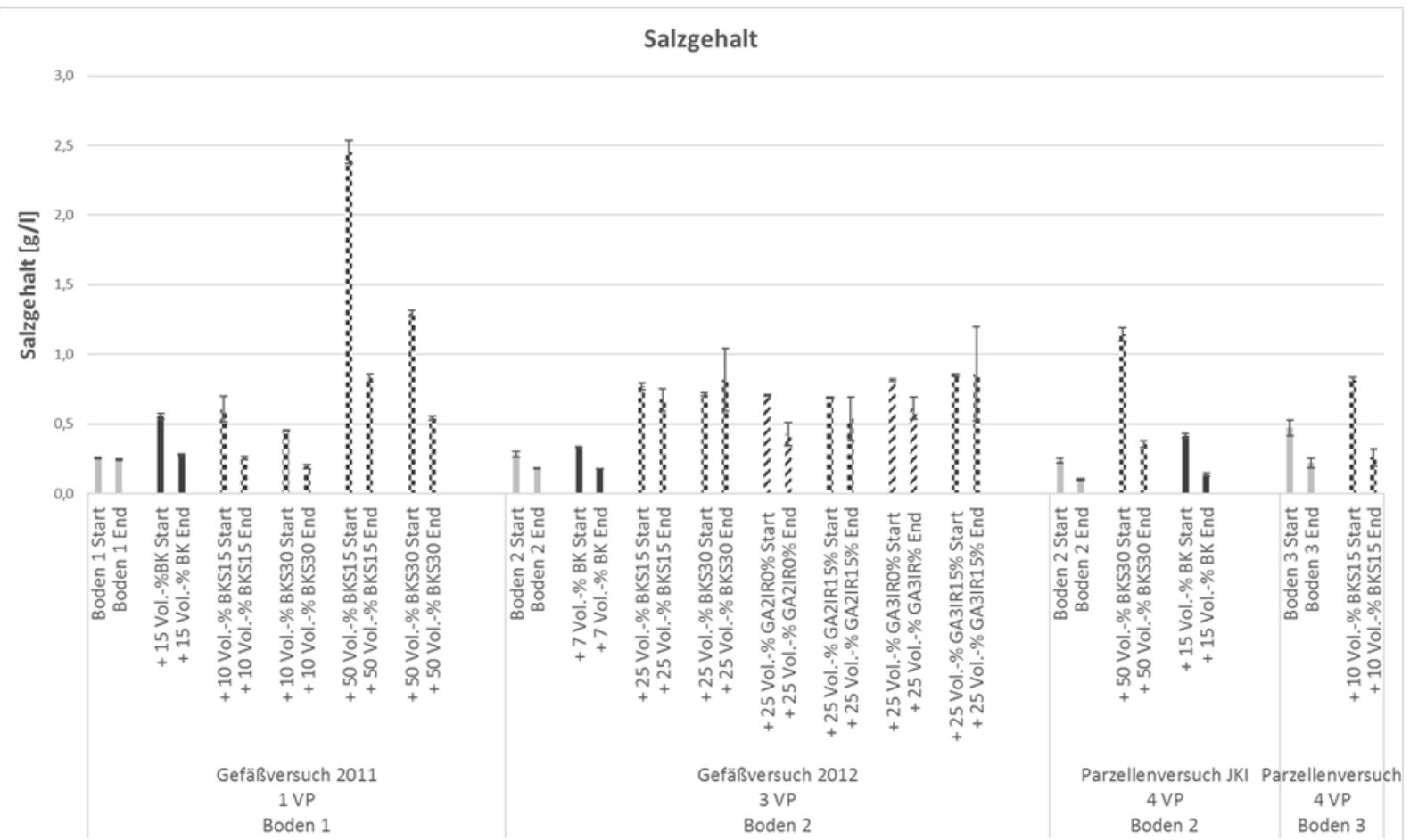


Abb. 4.64: Entwicklung des Salzgehalts über die Versuchslaufzeit, Gefäßversuch 2011 - 1 VP, Gefäßversuch 2012 - 3 VP, Parzellenversuch JKI und KU - 4 VP (Vergleich der Start- und Endwerte)

Beim **Gefäßversuch 2011** kommt es für alle Varianten zu einer Reduzierung des Salzgehalts am Versuchsende. Für den Boden ohne Zugabe ist die Reduzierung mit -3 % relativ gering. Für die BK-Zugabe reduziert sich der Salzgehalt um ca. 50 %. Auch für die Varianten mit BK-Kompost-Zugabe kommt es zu einer durchschnittlichen Reduzierung von 60 %.

Der Salzgehalt zwischen Versuchsbeginn und Versuchsende reduziert sich auch beim **Gefäßversuch 2012** bei fast allen Varianten. Bei diesem Versuch fällt allerdings auch schon die Reduzierung beim Boden ohne Zugabe mit -36,1 % relativ hoch aus. Für den Boden mit BK-Zugabe beträgt die Verringerung des Salzgehalts -47,3 %. Die Reduzierung des Salzgehalts für den Biokohlekompost BKS 15 beträgt -12,5 %. Für den BK-Kompost BKS 30 wurde eine Zunahme von 15,1 % gemessen. Für den Kompost GA2 IR 0% eine Reduzierung von -39,7 % und für den BKK GA2 IR 15% nur -22,1 %. Beim GA3 Kompost (IR 0%) ist eine Reduzierung von 24,8 % aufgetreten. Für den GA3 BK-Kompost (IR 15%) dagegen zeigt sich eine geringfügige Zunahme von 1 %

Beim **Parzellenversuch JKI** wurden für alle drei Varianten hohe Reduzierungen des Salzgehaltes gemessen. Für Boden 2 ohne Zugabe -58,2 %, für Boden 2 mit 50 Vol.-% BKS 30-Zugabe -68,9 % und für den Boden mit BK-Zugabe -66,7 %.

Das gleiche Ergebnis zeigt sich für den **Parzellenversuch in Kummersdorf**. Der Boden 3 ohne Zugabe zeigt zum Versuchsende eine Reduzierung von -53 %, der Boden 3 + 10 Vol.-% BKS 15-Zugabe eine Verringerung um 68,3 %.

Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf den Salzgehalt kurz nach Zugabe und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Abb. 4.65)

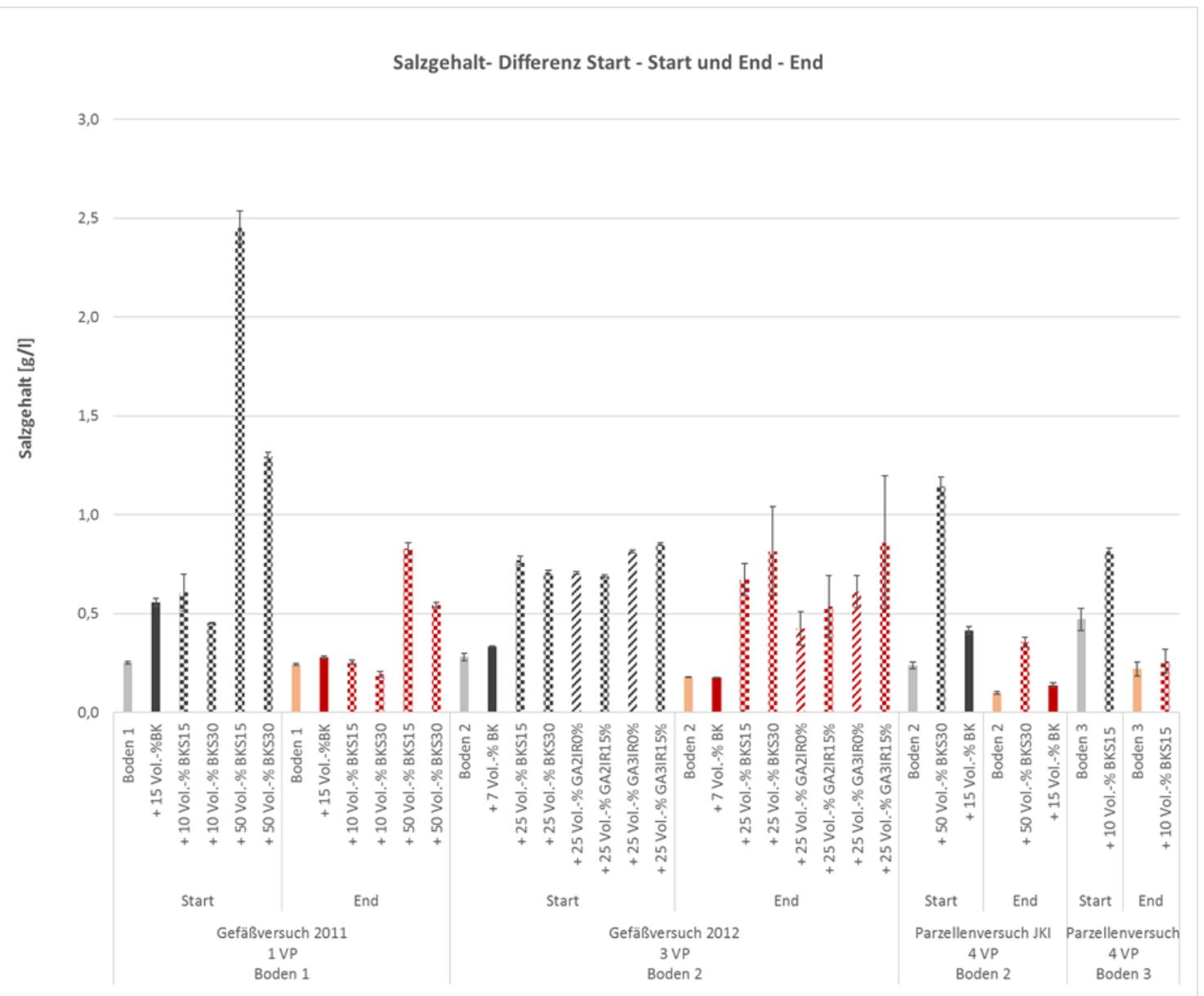


Abb. 4.65: Einfluss von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf den Salzgehalt kurz nach Zugabe (Differenz der Startwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe) und nach 1, 3 bzw. 4 Vegetationsperioden (Differenz der Endwerte zw. Boden mit Zugabe und Boden ohne Zugabe)

Wirkung bei sofortiger Zugabe

Die Zugabe von **Biokohle** erhöht den Salzgehalt bei allen drei Versuchen. Für den GV 2011 um 0,3 g/l, für GV 2012 um 0,1 g/l und für PV JKI um 0,2 g/l.

Die **Kompostzugabe** führt zu einer Erhöhung des Salzgehalts um 0,4 g/l für GA2 IR 0% und um 0,5 g/l für GA3 IR 0%.

Die Zugabe von **Biokohlekompost** führt zu einer Erhöhung des Salzgehalts von durchschnittlich 0,7 g/l. Folgende Werte wurden für die einzelnen BK-Komposte bestimmt:

- 0,4 g/l (10 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 0,2 g/l (10 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 2,2 g/l (50 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 1,0 g/l (50 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 0,5 g/l (25 Vol.-% BKS15 → GV 2011)
- 0,4 g/l (25 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 0,4 g/l (25 Vol.-% GA2 IR 15% → GV 2011)
- 0,6 g/l (10 Vol.-% GA3 IR 15% → GV 2011)
- 0,9 g/l (50 Vol.-% BKS 30 → PV JKI)
- 0,3 g/l (10 Vol.-% BKS 15 → PV KU)

Wirkung nach 1, 3 und 4 Vegetationsperioden

Die Zugabe von **Biokohle** zeigt zum Ende der Versuchslaufzeit nur noch für den GV 2011 eine geringfügige Erhöhung von 0,04 g/l.

Die **Kompostzugabe** führt auch noch nach 3 Vegetationsperioden zu einer Erhöhung des Salzgehaltes in der Bodenmischung. Für den Kompost GA2 IR 0% beträgt diese Erhöhung 0,2 g/l, für den Kompost GA3 IR 0% 0,4 g/l.

Der Salzgehalt ist für viele Böden mit **Biokohlekompostzugabe** auch noch nach Ablauf der Versuchslaufzeit erhöht. Die durchschnittliche Erhöhung beträgt 0,3 g/l: Nachfolgend sind die Einzelwerte aufgelistet:

- 0 g/l (10 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- -0,1 g/l (10 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 0,6 g/l (50 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 0,3 g/l (50 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 0,5 g/l (25 Vol.-% BKS 15 → GV 2011)
- 0,6 g/l (25 Vol.-% BKS 30 → GV 2011)
- 0,4 g/l (25 Vol.-% GA2 IR 15% → GV 2011)
- 0,7 g/l (10 Vol.-% GA3 IR 15% → GV 2011)
- 0,3 g/l (50 Vol.-% BKS 30 → PV JKI)
- 0 g/l (10 Vol.-% BKS 15 → PV KU)

Zusammenfassung:

Die Wirkung der eingesetzten Materialien (Biokohle, Kompost und Biokohlekompost) ist generalisiert in Tab. 4.42 dargestellt.

Tab. 4.42: Zusammenfassung der Wirkung von Biokohle, Kompost, Biokohlekompost auf die chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Parameter der untersuchten Böden

	Wirkung kurz nach Zugabe	Wirkung nach 1, 3, und 4 Vegetationsperioden	Entwicklung der Wirkung (Dauer)
Organische Substanz	↑	↑	↓
pH-Wert	↑	↑	↓
Rohdichte	↓	↓	↑
WHKmax	↑	↑	↑
Salzgehalt	↑	↑ (nicht mehr für BK)	↓

4.2.2 Wirkung der Biokohlekomposte auf ausgewählte biologische Bodenfunktionen

Zur Untersuchung der Wirkung von Biokohlekomposten auf die mikrobielle Aktivität und das Regenwurmverhalten wurden folgende Tests angewendet:

- DIN EN ISO 14240-1:2010-12 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der mikrobiellen Biomasse von Böden – Teil 1: Substratinduziertes Respirationsverfahren. Beuth Verlag
- DIN ISO 15685:2004-09 Bodenbeschaffenheit – Bestimmung der potentiellen Nitrifizierung und Hemmung der Nitrifizierung – Schnellverfahren mittels Ammoniumoxidation. Beuth Verlag
- DIN ISO 17512-1:2010-06: Bodenbeschaffenheit - Vermeidungsprüfung zur Bestimmung der Bodenbeschaffenheit und der Auswirkungen von Chemikalien auf das Verhalten - Teil 1: Prüfung von Regenwürmern (*Eisenia fetida* und *Eisenia andrei*). Beuth Verlag

Die folgenden Variablen und Fragestellungen wurden bei den Untersuchungen berücksichtigt:

- Zugabevariante
 - Biokohle
 - Biokohlekompost
 - Kompost

(es wird die kurzfristige Wirkung (unmittelbar nach Zugabe der Materialien) betrachtet, und die langfristige Wirkung nach 1, 3 und 4 Vegetationsperioden (VP))
- Entwicklung der mikrobiellen Parameter über die Versuchszeit (1, VP, 3, VP und 4 VP)
- Zugabemenge an Biokohlekompost im Boden (10, 25, 50 Vol.-%)

- Zugabemenge der Biokohle im Substrat (0, 10 und 30 Vol.-%)
- Einfluss der verwendeten Böden (chemische, physikalische & biologische Eigenschaften)
- Einfluss der verwendeten Komposte und Biokohlesubstrate (chemische, physikalische & biologische Eigenschaften)

4.2.2.1 Entwicklung der mikrobiellen Parameter über die Versuchszeit

Folgende Versuche wurden durchgeführt:

- Gefäßversuch 2011 → 1 Vegetationsperiode
- Gefäßversuch 2012 → 3 Vegetationsperioden
- Parzellenversuch JKI → 4 Vegetationsperioden
- Parzellenversuch KU → 4 Vegetationsperioden

Die folgenden Abbildungen und Tabellen zeigen die Ergebnisse der genannten Versuche.

Gefäßversuch 2011

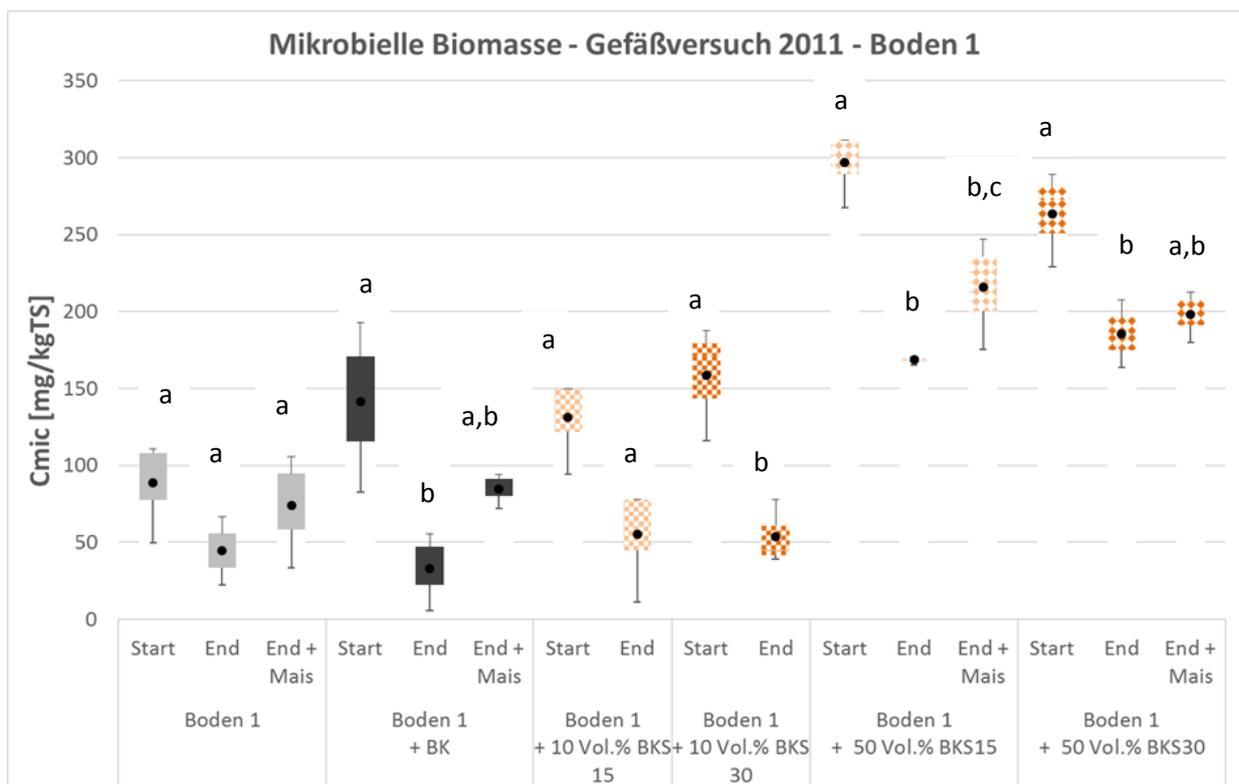


Abb. 4.66: Mikrobielle Biomasse, Gefäßversuch 2011 – 1 Vegetationsperiode (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Startwerte mit den Endwerten eines Ansatzes, gleiche Buchstaben zeigen keine signifikanten Unterschiede, verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

Ein Vergleich der Start- und Endwerte der unterschiedlichen Varianten zeigt nach einer Vegetationsperiode eine Reduzierung der mikrobiellen Biomasse für alle Zugabevarianten. Signifikant ist diese Reduzierung für den Boden 1 mit Biokohlezugabe (unbepflanzt), für den Boden 1 mit 10 Vol.-% BKS 30-Zugabe, sowie für die Böden 1 mit 50 Vol.-% BKS 15-Zugabe (bepflanzt und unbepflanzt) und mit 50 Vol.-% BKS 30-Zugabe (unbepflanzt). Wurde ein Ansatz mit Mais bepflanzt, kam es nach einer Vegetationsperiode zu einer geringeren Reduzierung als ohne Bepflanzung (34 % für Boden 1, 37 % für Boden 1 + K, 16 % für Boden 1 + 50 Vol.-% BKS 15 und 5 % für Boden 1 + 50 Vol.-% BKS 30).

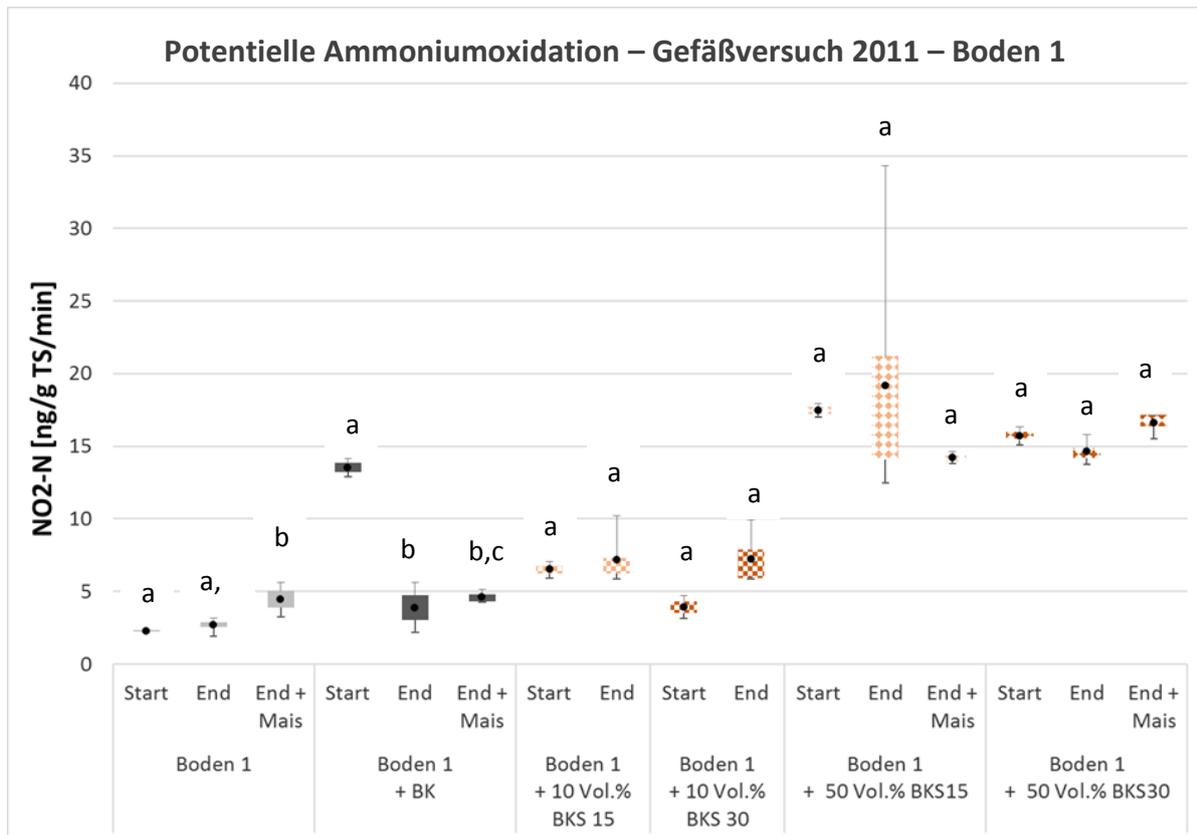


Abb. 4.67: Potentielle Ammoniumoxidation, Gefäßversuch 2011 – 1 Vegetationsperiode (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Startwerte mit den Endwerten eines Ansatzes, gleiche Buchstaben zeigen keine signifikanten Unterschiede, verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

Die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen ist beim Boden 1 nach 1 VP für die Zugabe von BKS nicht deutlich verändert. Dagegen hat der Boden mit BK-Zugabe eine deutlich geringere Nitrifikationsaktivität als zu Beginn des Versuchs. Der Boden ohne Zugabe hat am Ende der Vegetationsperiode höhere Werte für die potentielle Ammoniumoxidation als zu Beginn des Tests. Auch für die Nitrifikation werden nach einer Vegetationsperiode höhere Werte für die bepflanzten Ansätze erzielt als für die unbepflanzten Mitscherlichgefäße (78 % für Boden 1, 5 % für Boden 1 + BK, 13 % für Boden 1 + 50 Vol.-% BKS 30) (Ausnahme Boden 1 mit 50 Vol.-% BKS15).

Im Anhang B in Tab. 7.7 sind die Ergebnisse der Signifikanztests für den Gefäßversuch 2011 für die mikrobielle Biomasse und die Nitrifikation aufgeführt.

In Tab. 4.43 sind die Differenzen zwischen den jeweiligen Start- und Endwerten für den Gefäßversuch 2011 eingetragen.

Tab. 4.43: Gefäßversuch 2011: Differenzen zwischen Start- und Endwerten

Boden Bodenmischung	bepflanzt/ unbepflanzt	Zeit (Differenz Start- und Endwert)			
		C _{mic}		NO ₂ -N	
		[mg/ kg TS]	[%]	[ng/g TS/min]	[%]
Boden 1	unbepflanzt	-44	-50	0,4	17
	bepflanzt	-14	-16	2,2	95
+ BK	unbepflanzt	-108	-77	-10	-71
	bepflanzt	-56	-40	-9	-66
+ 10 Vol.-% BKS	unbepflanzt	-76	-58	0,7	10
	bepflanzt	-105	-66	3,3	85
+ 50 Vol.-% BKS	unbepflanzt	-128	-43	1,7	10
	bepflanzt	-81	-27	-3,3	-19
	unbepflanzt	-78	-30	-1,1	-7
	bepflanzt	-65	-25	0,9	6

Werden die unbepflanzten Ansätze betrachtet, zeigt sich für die mikrobielle Biomasse die deutlichste Reduzierung mit 77 % zwischen Start- und Endwerten bei der BK-Zugabe. Mit 43 und 30 % fällt die Reduzierung der mikrobiellen Biomasse für den Boden mit 50 Vol.-% BKS-Zugabe am geringsten aus. Für die bepflanzten Ansätze zeigt sich ebenfalls die deutlichste Reduzierung der mikrobiellen Biomasse bei der BK-Variante mit -40 %. Der bepflanzte unbehandelte Boden hat mit 16 % eine geringere Reduzierung der mikrobiellen Biomasse als die bepflanzten Ansätze der 50 Vol.-% BKS Varianten (-27 % und -25 %).

Die Zugabe von BK führt bei der potentiellen Ammoniumoxidation bis zum Versuchsende zu einer Reduzierung um 71 % bzw. 66 %. Der unbehandelte Boden und der Boden mit der geringen BKS Zugabe von 10 Vol.-% führt bis zum Versuchsende zu einer Steigerung der potentiellen Ammoniumoxidation. Dabei zeigen die bepflanzten Ansätze deutlich höhere Werte als die unbepflanzten Ansätze. Für die Zugabe von 50 Vol.-% zum Boden zeigen die Ergebnisse zur Nitrifikationsaktivität eine differenzierte Ausprägung.

Gefäßversuch 2012

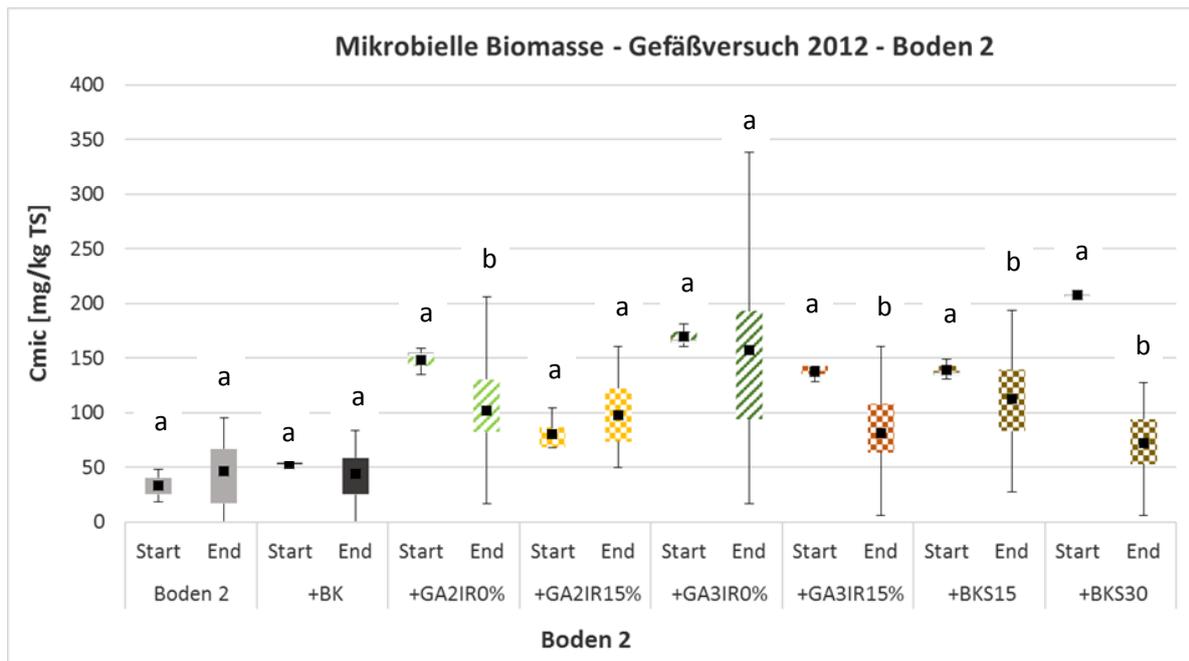


Abb. 4.68: Mikrobielle Biomasse, Gefäßversuch 2012 – 3 Vegetationsperioden (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Startwerte mit den Endwerten eines Ansatzes, gleiche Buchstaben zeigen keine signifikanten Unterschiede, verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

Nach 3 Vegetationsperioden zeigt sich für die mikrobielle Biomasse eine signifikante Reduzierung für GA3 IR 15% mit 41 %, für BKS 15 mit 19 % und für BKS 30 mit 65 % sowie für GA2 IR 0% mit 31 % (Abb. 4.68).

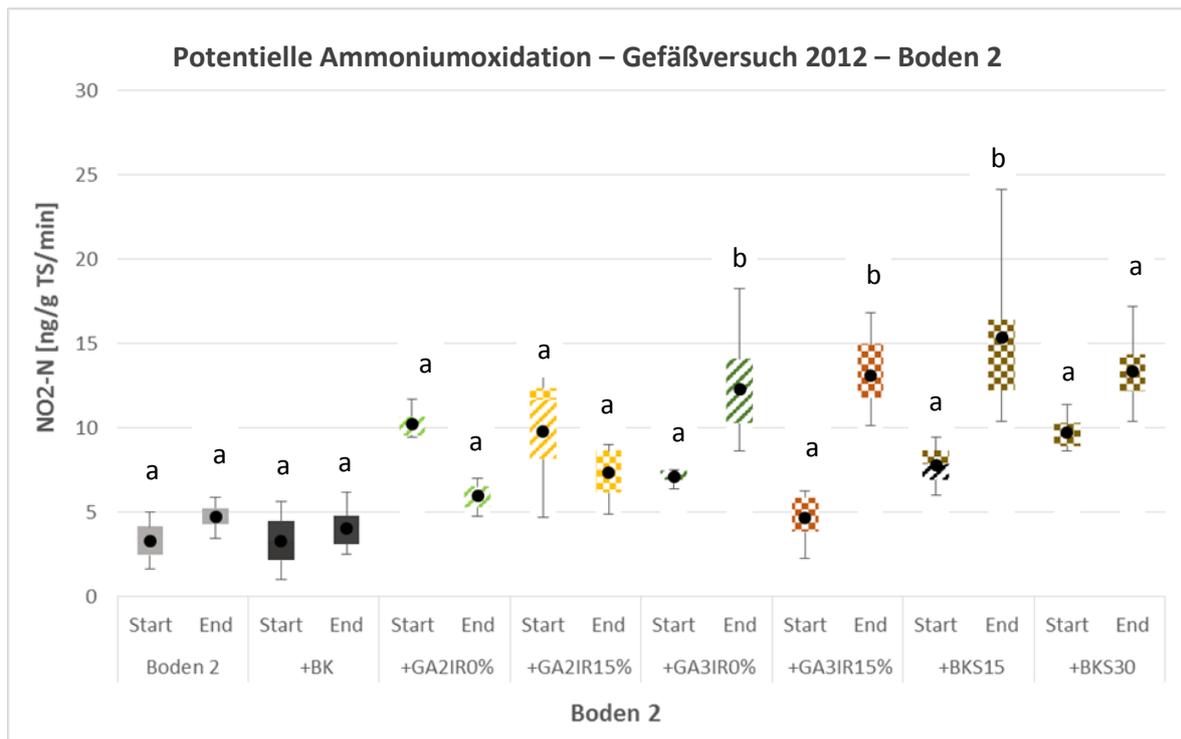


Abb. 4.69: Potentielle Ammoniumoxidation, Gefäßversuch 2012 – 3 Vegetationsperioden, (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Startwerte mit den Endwerten eines Ansatzes, gleiche Buchstaben zeigen keine signifikanten Unterschiede, verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede)

Für die potentielle Ammoniumoxidation zeigt sich nach 3 Vegetationsperioden nur noch für die Zugabe des BKS 15 und die GA3-Substrate ein deutlicher Unterschied. Bei diesen Substraten ist die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen höher als zu Beginn des Versuchs (Abb. 4.69).

Im Anhang B zeigt die Tab. 7.8 die Ergebnisse der Signifikanztests des Gefäßversuchs 2012 für die biologischen Tests mikrobielle Biomasse und potentielle Ammoniumoxidation.

Tab. 4.44 fasst die Differenzen zwischen den Start- und Endwerten für die verwendeten Komposte und Biokohlekomposte für den Gefäßversuch 2012 zusammen.

Tab. 4.44: Gefäßversuch 2012: Differenzen zwischen Start- und Endwerten

Boden Bodenmischung	Zeit (Differenz Start- und Endwert)			
	C_{mic}		NO_2-N	
	[mg/ kg TS]	[%]	[ng/g TS/min]	[%]
Boden 2	13	40	1,5	44
+ BK	-9	-17	0,8	23
+ GA2 IR 0%	-46	-31	-4,3	-42
+ GA2 IR 15%	17	21	-2,4	-25
+ GA3 IR 0%	-12	-7	5,2	72
+ GA3 IR 15%	-56	-41	8,5	181
+ BKS 15	-27	-19	7,6	97
+ BKS 30	-135	-65	3,6	37

Boden Bodenmischung	Zeit (Differenz Start- und Endwert)			
	C _{mic}		NO ₂ -N	
	[mg/ kg TS]	[%]	[ng/g TS/min]	[%]
MW Boden 2		40		44
MW + BK		-17		23
MW + Kompost		-19		15
MK + BKS		-26		24

Für den Boden 2 ohne Zugaben zeigt sich eine prozentuale Zunahme der mikrobiellen Parameter bis zum Versuchsende von 40 % für die mikrobielle Biomasse und 44 % für die potentielle Ammoniumoxidation. Werden dem Boden Zusätze zugegeben kommt es für die mikrobielle Biomasse zu einer Reduzierung. Für die reine Biokohle beträgt diese 17 %, für die Kompost-Zugabe 19 % und für die BK-Kompost-Zugabe 26 %. Nach drei VP zeigt die potentielle Ammoniumoxidation für die Ansätze mit Biokohle-, Kompost- und BK-Kompost-Zugabe eine Erhöhung.

Parzellenversuche 2012-2015 JKI

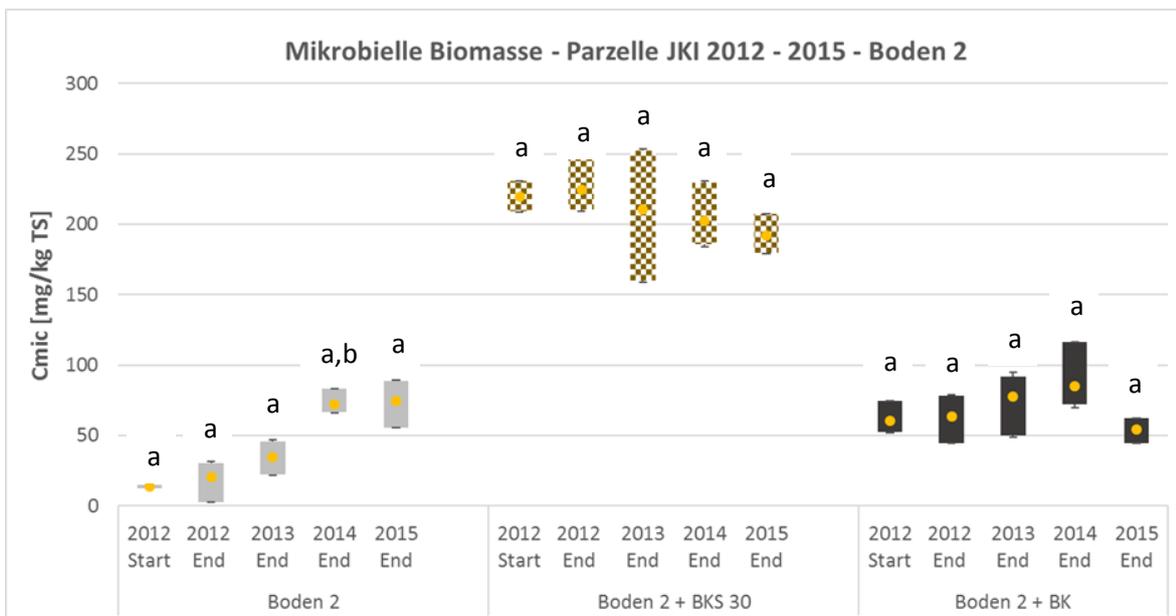


Abb. 4.70: Mikrobielle Biomasse, Parzellenversuch JKI – 4 Vegetationsperioden

Der Parzellenversuch JKI zeigt nach 4 VP für den Boden 2 eine Zunahme der mikrobiellen Biomasse, diese fiel 2014 noch signifikant aus, am Ende der Versuchszeit im Frühjahr 2015 nicht mehr. Für die beiden Zugaben kommt es nach 4 Vegetationsperioden zu einer tendenziellen Abnahme der mikrobiellen Aktivität.

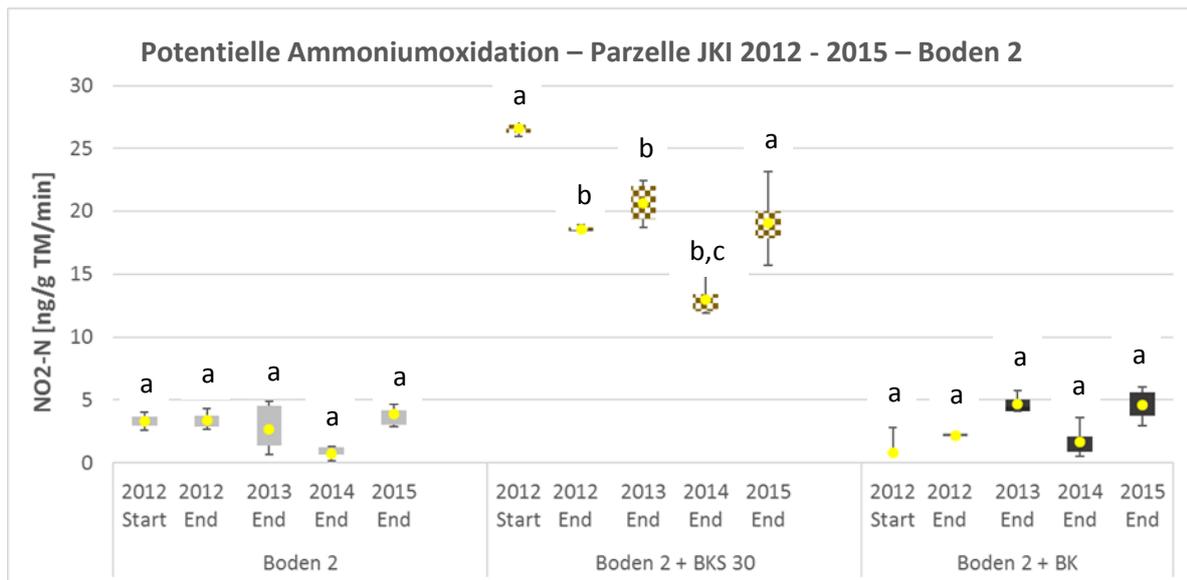


Abb. 4.71: Potentielle Ammoniumoxidation, Parzellenversuch JKI – 4 Vegetationsperioden

Bei der potentiellen Ammoniumoxidation kommt es für den reinen Boden und für den Boden mit BK-Zugabe nach 4 VP zu einer leichten Zunahme. Die Zugabe von BK-Kompost zeigt am Versuchsende eine deutliche Abnahme der Nitrifikationsaktivität.

Im Anhang B sind in Tab. 7.9 die Ergebnisse der Signifikanztests für den Parzellenversuch JKI für die Mikrobielle Biomasse und potentielle Ammoniumoxidation dargestellt.

In Tab. 4.45 sind für den Parzellenversuch am Julius Kühn-Institut die Differenzen zwischen den Startwerten 2012 und den Endwerten 2015 eingetragen.

Tab. 4.45: Parzellenversuch JKI: Differenzen zwischen Start- und Endwerten

Boden Bodenmischung	Zeit (Differenz Start- und Endwert)			
	C _{mic}		NO ₂ -N	
	[mg/ kg TS]	[%]	[ng/g TS/min]	[%]
Boden 2	61	440	0,6	18
+ BKS 30	-7	-11	-7,5	-28
+ BK	-28	-13	3,8	470

Wurde dem Boden organisches Material in Form von Biokohle oder Biokohlekompost zugegeben, kam es über die Versuchszeit zu einer Abnahme der Atmungsaktivität. Im reinen Boden nahm die Aktivität auch für die nitrifizierenden Mikroorganismen zu. Für die Nitrifikationsaktivität zeigte allerdings nur die Zugabe von BKS am Versuchsende eine Reduzierung gegenüber den Startwerten. Für die BK-Zugabe wurde eine Steigerung ermittelt.

Parzellenversuche 2012-2015 KU

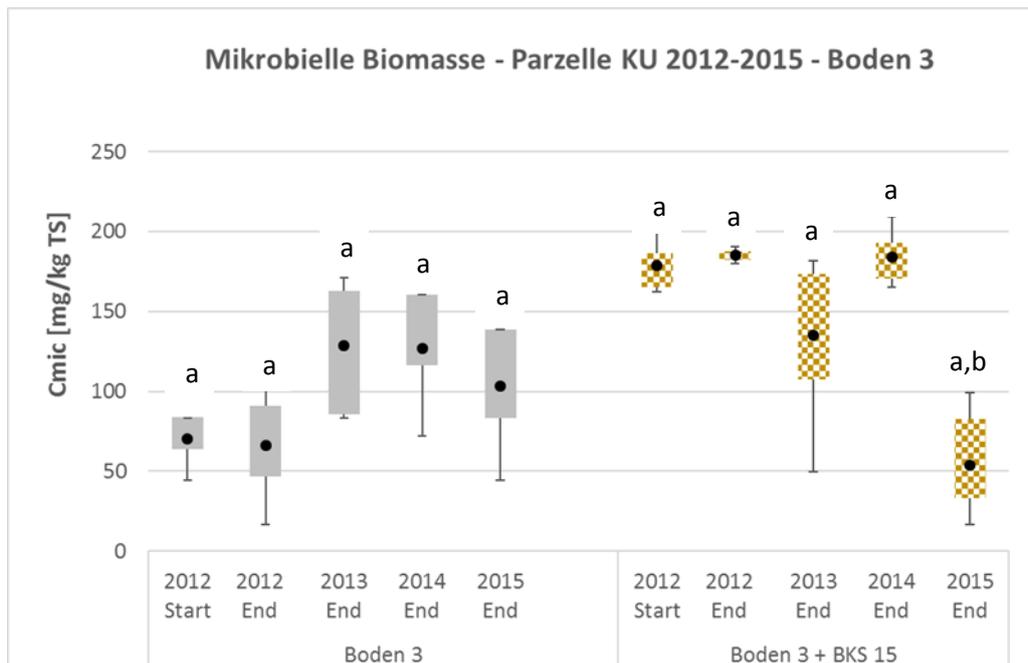


Abb. 4.72: Mikrobielle Biomasse, Parzellenversuch JKI – 4 Vegetationsperioden

Beim Parzellenversuch in Kummersdorf zeigt sich für den reinen Boden 3 bis zum Versuchsende eine Zunahme der Atmungsaktivität. Für den Boden 3 mit Applikation des Biokohlekomposts wurde am Versuchsende eine Abnahme der mikrobiellen Biomasse im Vergleich zum Startwert ermittelt.

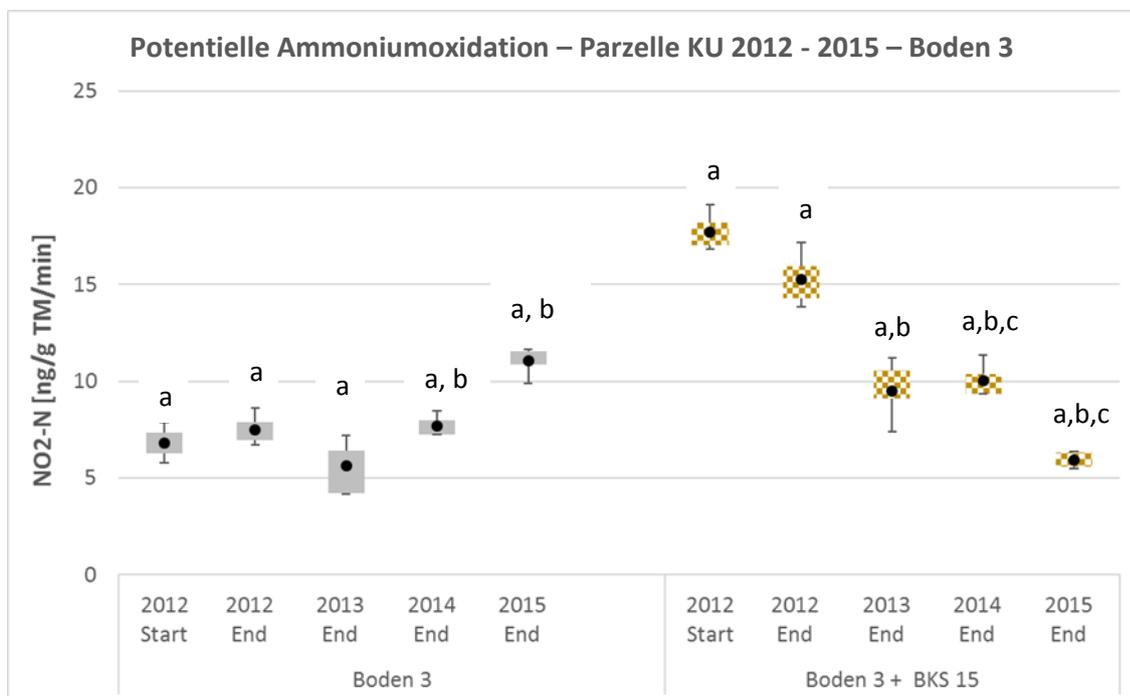


Abb. 4.73: Potentielle Ammoniumoxidation, Parzellenversuch KU – 4 Vegetationsperioden

Die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen steigt zum Versuchsende für den Boden 3 ohne Zugabe signifikant an. Wurde dem Boden 3 der Biokohlekompost BKS 15 zugegeben kam es ab 2013 zu einer signifikanten Abnahme der potentiellen Ammoniumoxidation.

Im Anhang B, Tab. 7.10 sind die Ergebnisse für die Signifikanztests des Parzellenversuchs Kummersdorf dargestellt.

In Tab. 4.46 sind für den Parzellenversuch in Kummersdorf die Differenzen zwischen den Startwerten 2012 und den Endwerten 2015 eingetragen.

Tab. 4.46: Parzellenversuch KU: Differenzen zwischen Start- und Endwerten

Boden/ Bodenmischung	Zeit (Differenz Start- und Endwert)			
	C _{mic}		NO ₂ -N	
	[mg/ kg TS]	[%]	[ng/g TS/min]	[%]
Boden 3	33	47	4,3	62
+ BKS 15	-125	-70	-11,8	-66

Der Boden ohne Zugabe organischer Dünger zeigt bis zum Versuchsende eine Zunahme der mikrobiellen Parameter. Für den Boden mit BKS-Zugabe wird zwischen Versuchsstart und Versuchsende eine Abnahme der Aktivität der Mikroorganismen gemessen.

Zusammenfassende Darstellung der zeitlichen Entwicklung der mikrobiellen Parameter über alle Versuche

In Abb. 4.74 und Abb. 4.75 sind die Ergebnisse zusammenfassend über alle 4 Versuche dargestellt. Es wurden für die reinen Böden, für die Böden mit BK-Zugabe, für die Böden mit Kompost-Zugabe und für die Böden mit BK-Kompost-Zugabe die jeweiligen Mittelwerte der Start- und Endwerte gegenübergestellt.

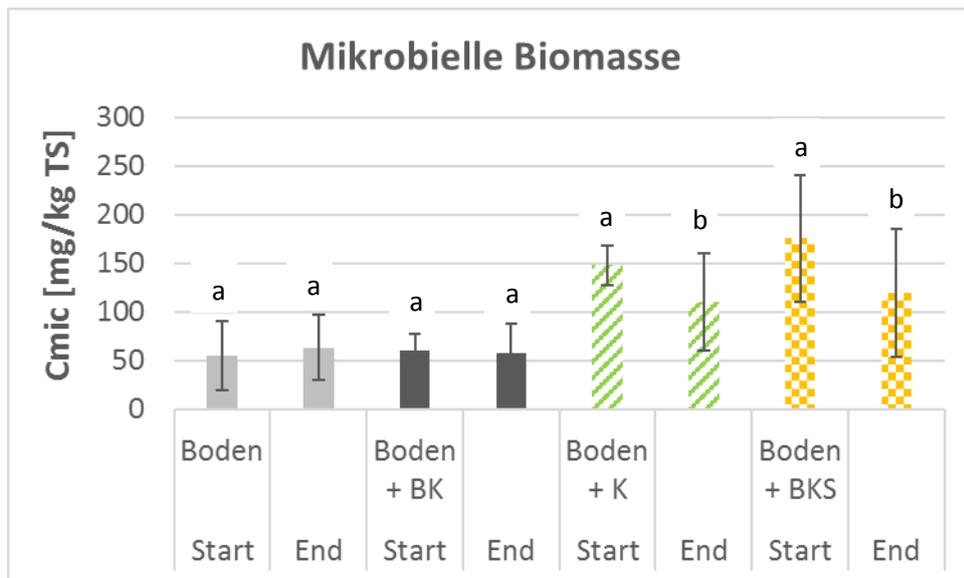


Abb. 4.74: Mikrobielle Biomasse (Anzahl der eingegangenen Werte: Startwerte: n-Boden: 11, n-BK: 7, n-K: 9, n-BKS: 36; Endwerte: n-Boden: 54, n-BK: 43, n-K: 36, n-BKS: 136); Kompost nur bei Tamhane sign., nicht bei Tukey

Für die reinen Böden wurde am Versuchsende bei der mikrobiellen Biomasse eine nicht signifikante Erhöhung um 9 mg/kg TS gemessen. Für die Böden mit einer Zugabe von organischer Substanz wurde eine Verringerung der mikrobiellen Biomasse im Vergleich zu den Startwerten ermittelt. Diese war für die Böden denen Biokohle zugegeben wurde mit 3 mg/kg TS nicht signifikant. Bei der Zugabe von Kompost und Biokohlekompost war die Verringerung der Atmungsaktivität mit 38 und 55 mg/kg TS signifikant.

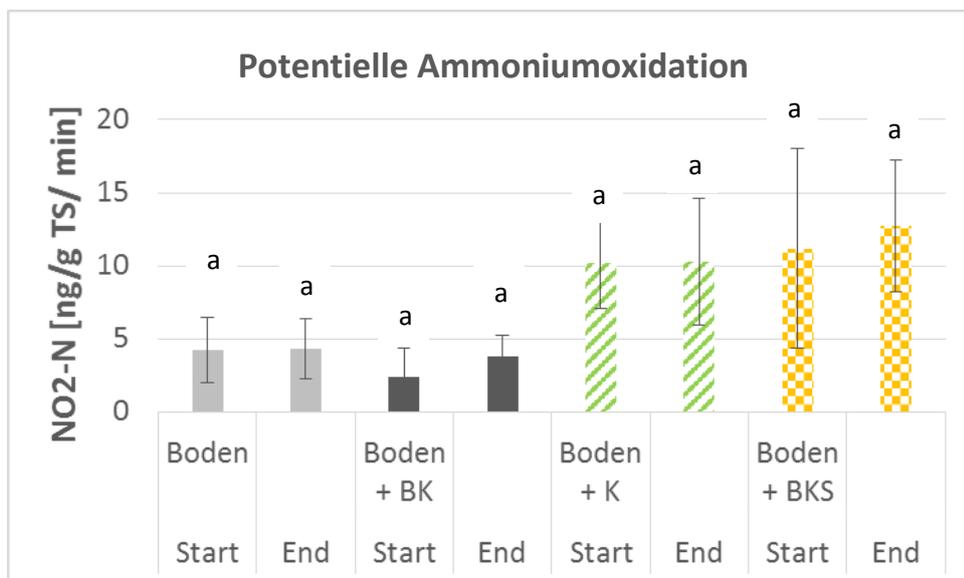


Abb. 4.75: Potentielle Ammoniumoxidation (Anzahl der eingegangenen Werte: Startwerte, n-Boden: 9, n-BK: 5, n-K: 9, n-BKS: 32, Endwerte, n-Boden: 48, n-BK: 37, n-K: 32, n-BKS: 116)

Für die potentielle Ammoniumoxidation zeigt sich nach Versuchsende bei allen Varianten eine geringe Steigerung (Böden = 0,07 ng/g TS/min, Böden + BK = 1,42 ng/g TS/min, Böden + Kompost = 0,02 ng/g TS/min, Böden + BKS = 1,55 ng/g TS/min). Diese fällt allerdings nicht signifikant aus.

Im Anhang B, Tab. 7.11 sind die Ergebnisse der Signifikanztests für die zusammenfassende Darstellung über alle Versuche aufgelistet.

In Tab. 4.47 ist abschließend eine Zusammenfassung der Entwicklung der untersuchten Parameter mikrobielle Biomasse und potentielle Ammoniumoxidation über die verschiedenen Versuchslaufzeiten gegeben.

Tab. 4.47: Zusammenfassung zeitliche Entwicklung

Versuch	Boden/ Bodenmischung	Zeitliche Entwicklung	
		C _{mic}	NO ₂ -N
GV 2011	Boden	↓ (n.s.)	↑ (s.)
	Boden + BK	↓ (n.s.)	↓ (n.s.)
	Boden + BK-Kompost	↓ (n.s.)	↑ (n.s.)
GV 2012	Boden	↑ (n.s.)	↑ (n.s.)
	Boden + BK	↓ (n.s.)	↑ (n.s.)
	Boden + Kompost/BK-Kompost	↓ (i.d.R.)	↓ und ↑
PV JKI	Boden	↑ (s. 2014)	↑ (n.s.)
	Boden + BK	↓ (n.s.)	↓ (s. 2014)
	Boden + BK-Kompost	↑ (n.s. bis 2014)	↑ (n.s.)
PV KU	Boden	↑ (n.s.)	↑ (s.)
	Boden + BK-Kompost	↓ (s.)	↓ (s.)
versuchs- übergreif- ende Aussage	Boden	↑ (n.s.)	↑ (n.s.)
	Boden + BK	↓ (n.s.)	↑ (n.s.)
	Boden + Kompost	↓ (s.)	↑ (n.s.)
	Boden + BK-Kompost	↓ (s.)	↑ (n.s.)

Werden den Böden organische Materialien wie Biokohle, Kompost und Biokohlekompost zugegeben kommt es meistens zu einer Reduzierung der mikrobiellen Biomasse über die Versuchszeit. Die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen nimmt dagegen in allen Böden zum Versuchsende leicht zu.

4.2.2.2 Einfluss der Zugabevariante - Biokohle, Kompost, Biokohlekompost

Mikrobiologische Untersuchungen

Um zu ermitteln welche Wirkung die verschiedenen Zugabevarianten (BK, Kompost, Biokohlekompost) auf die mikrobielle Biomasse und Nitrifikationsaktivität der Mikroorganismen unmittelbar nach der Zugabe der Materialien haben, wurden die Startwerte und Endwerte der untersuchten Böden mit den Startwerten und Endwerten der Böden plus den verschiedenen Zugabevarianten verglichen. Unter Startwerten werden die ermittelten Testergebnisse zu Versuchsbeginn verstanden, unter Endwerten die Ergebnisse der Versuche nach einer bestimmten Zeitspanne bzw. einer bestimmten Anzahl an Vegetationsperioden.

In Tab. 4.48 sind die Ergebnisse zur **kurzfristigen Wirkung** (Vergleich der Startwerte Testergebnisse zu Versuchsbeginn) von Biokohle und Biokohlekompost und Kompost zusammengetragen.

Tab. 4.48: Überblickstabelle zur kurzfristigen Wirkung von Biokohle; Biokohlesubstrat und Kompost in den untersuchten Böden (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Böden ohne Zugabe mit den Varianten der Böden + Zugabe, s = signifikant, n.s. = nicht signifikant)

Test	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]			Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]		
	Boden/Boden- mischung	gemessener Wert	Verände- rung	Signifikanz	gemessener Wert	Verände- rung
Gefäßversuch 2011						
Boden 1 +	89			2		
15 Vol.-% BK	141	↑ 52	n.s.	5	↑ 3	s.
10 Vol.-% BKS 15	131	↑ 42	n.s.	7	↑ 4	s.
10 Vol.-% BKS 30	158	↑ 69	n.s.	4	↑ 2	n.s.
50 Vol.-% BKS 15	297	↑ 208	s.	17	↑ 15	s.
50 Vol.-% BKS 30	263	↑ 174	s.	16	↑ 14	s.
Gefäßversuch 2012 – 2014						
Boden 2 +	33			3		
7 Vol.-% BK	53	↑ 20	n.s.	3	0 0	n.s.
25 Vol.-% GA2 IR 0%	148	↑ 115	s.	10	↑ 7	n.s.
25 Vol.-% GA2 IR 15%	80	↑ 47	s.	10	↑ 7	n.s.
25 Vol.-% GA3 IR 0%	169	↑ 136	s.	7	↑ 4	n.s.
25 Vol.-% GA3 IR 15%	138	↑ 105	s.	5	↑ 2	n.s.
25 Vol.-%	139	↑ 106	s.	8	↑ 5	n.s.

Ergebnisse und Diskussion

Test	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]			Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]		
	gemessener Wert	Veränderung	Signifikanz	gemessener Wert	Veränderung	Signifikanz
BKS 15						
25 Vol.-% BKS 30	207	↑ 174	s.	10	↑ 7	n.s.
Parzellenversuch 2012-2015 - JKI						
Boden 2 +	14			3		
50 Vol.-% BKS 30	220	↑ 206	s.	27	↑ 24	s.
15 Vol.-% BK	61	↑ 47	n.s.	1	↓ -2	n.s.
Parzellenversuch 2012-2015 - KU						
Boden 3 +	70			7		
10 Vol.-% BKS 15	179	↑ 109	s.	18	↑ 11	s.

Ein Vergleich der Startwerte der untersuchten Böden mit den Startwerten der Böden mit den verschiedenen Zugabevarianten zeigt, dass durch die Zugabe von Biokohlekompost die mikrobielle Atmung i. d. R. signifikant erhöht wird. Für die Zugabe von Biokohle kommt es ebenfalls zu einer Steigerung der mikrobiellen Biomasse, allerdings fällt diese nicht signifikant aus. Die potentielle Ammoniumoxidation steigt durch die Zugabe von Biokohlekompost, diese Steigerung ist nicht signifikant und deshalb nicht so deutlich wie bei der mikrobiellen Biomasse. Die BK-Zugabe führt bei den nitrifizierenden Mikroorganismen je nach Versuch zu einer Verringerung ihrer Aktivität, einer Erhöhung ihrer Aktivität oder zu keiner Wirkung.

Um zu ermitteln, welche **Langzeitwirkung** die verschiedenen Zugabevarianten (BK, Kompost, Biokohlekompost) auf die mikrobielle Biomasse und Nitrifikationsaktivität der Mikroorganismen haben, wurden die Endwerte der untersuchten Böden mit den Endwerten der Böden plus den verschiedenen Zugabevarianten verglichen.

In Tab. 4.49 sind die Ergebnisse zur langfristigen Wirkung (Vergleich der Endwerte nach einem Jahr, nach 3 Jahren und nach 4 Jahren) von Biokohle und Biokohlekompost und Kompost zusammengetragen.

Tab. 4.49: Überblickstabelle zur langfristigen Wirkung von Biokohle; Biokohlekompost und Kompost in den untersuchten Böden (Signifikanzen: t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; verglichen wurden die Böden ohne Zugabe mit den Varianten der Böden + Zugabe, s = signifikant, n.s. = nicht signifikant)

Test	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]			Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]		
	gemessene Daten	Veränderung	Signifikanz	gemessene Daten	Veränderung	Signifikanz
Gefäßversuch 2011						
Boden 1 +	44			3		
15 Vol.-% BK	33	↓ -11	n.s.	4	↑ 1	n.s.
10 Vol.-% BKS 15	55	↑ 11	n.s.	7	↑ 4	n.s.

Ergebnisse und Diskussion

Test	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]			Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]		
	gemessene Daten	Verände- rung	Signifikanz	gemessene Daten	Verände- rung	Signifikanz
10 Vol.-% BKS 30	54	↑ 10	n.s.	7	↑ 4	s.
50 Vol.-% BKS 15	169	↑ 125	s.	19	↑ 15	s.
50 Vol.-% BKS 30	186	↑ 142	s.	15	↑ 12	s.
Gefäßversuch 2012 – 2014						
Boden 2 +	46			5		
7 Vol.-% BK	44	↓ -2	n.s.	4	↓ -1	s.
25 Vol.-% GA2 IR 0%	102	↑ 56	n.s.	6	↑ 1	s.
25 Vol.-% GA2 IR 15%	97	↑ 51	n.s.	7	↑ 2	s.
25 Vol.-% GA3 IR 0%	157	↑ 111	s.	13	↑ 7	s.
25 Vol.-% GA3 IR 15%	81	↑ 35	n.s.	13	↑ 7	s.
25 Vol.-% BKS 15	112	↑ 66	s.	15	↑ 9	s.
25 Vol.-% BKS 30	72	↑ 26	n.s.	13	↑ 7	s.
Parzellenversuch 2012-2015 - JKI						
Boden 2 +	75			4		
50 Vol.-% BKS 30	192	↑ 117	s.	19	↑ 15	s.
15 Vol.-% BK	54	↓ -21	n.s.	5	↑ 1	n.s.
Parzellenversuch 2012-2015 - KU						
Boden 3 +	103			11		
10 Vol.-% BKS 15	54	↓ -49	n.s.	6	↓ -5	s.

Ein Vergleich der Endwerte zeigt, dass durch Zugabe von Biokohle zu den verschiedenen Böden die mikrobielle Biomasse zum Ende der Versuche tendenziell reduziert wurde. Die potentielle Ammoniumoxidation wurde im Gefäßversuch 2011 und im Parzellenversuch 2012 durch die BK-Zugabe nicht signifikant gefördert. Im Gefäßversuch 2012 signifikant verringert.

Für die Zugabe von Biokohlekompost zeigt sich eindeutig, dass sowohl nach einer als auch nach drei und vier Vegetationsperioden eine höhere mikrobielle Biomasse und Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen erreicht werden konnte. Eine Ausnahme stellt der Parzellenversuch 2012-KU dar. Hier zeigt sich nach vier Vegetationsperioden eine Verringerung der mikrobiellen Parameter.

Die Abb. 4.76 und Abb. 4.77 zeigen versuchsübergreifend die Wirkung der Zugabevarianten Biokohle, Kompost und Biokohlekompost auf die mikrobielle Biomasse und die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen. Im Anhang B in den Tab. 7.12 und Tab. 7.13 sind die dazugehörigen Ergebnisse der Signifikanztests aufgeführt.

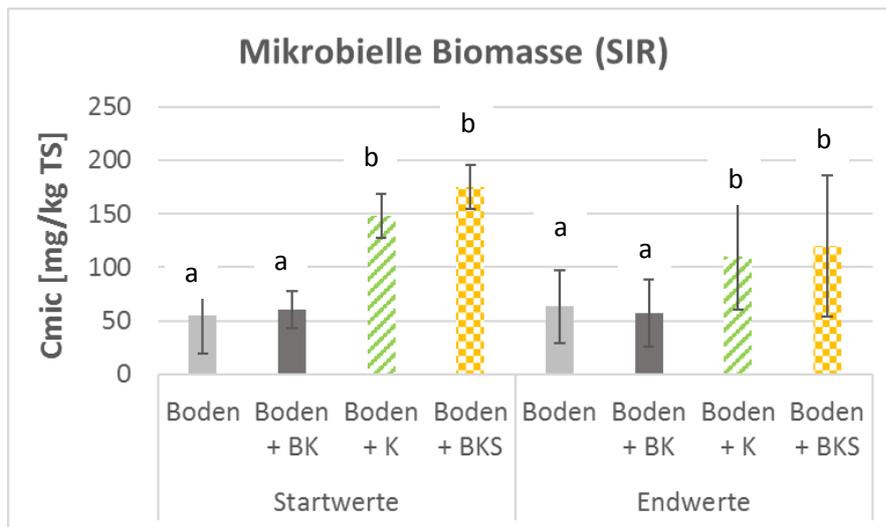


Abb. 4.76: Mikrobielle Biomasse (Anzahl der eingegangenen Werte: Startwerte: n-Boden: 11, n-BK: 7, n-K: 9, n-BKS: 36; Endwerte: n-Boden: 54, n-BK: 43, n- K: 36, n-BKS: 136)

Die Zugabe von Kompost und Biokohlekompost führt zu Beginn der Untersuchungen (Vergleich der Startwerte) zu einer Förderung der mikrobiellen Biomasse. Diese Förderung kann, auf einem geringeren Niveau, auch noch nach vier Vegetationsperioden beobachtet werden. Die BK-Zugabe führt zu keiner signifikanten Wirkung auf diesen mikrobiellen Parameter. Für die einzelnen Versuche wurde bei der Biokohlezugabe eine Förderung der mikrobiellen Aktivität ermittelt. In der versuchsübergreifenden Darstellung ist die Förderung wesentlich geringer, da innerhalb der statistischen Auswertung mit SPSS einige hohe Werte als Ausreißer eliminiert wurden.

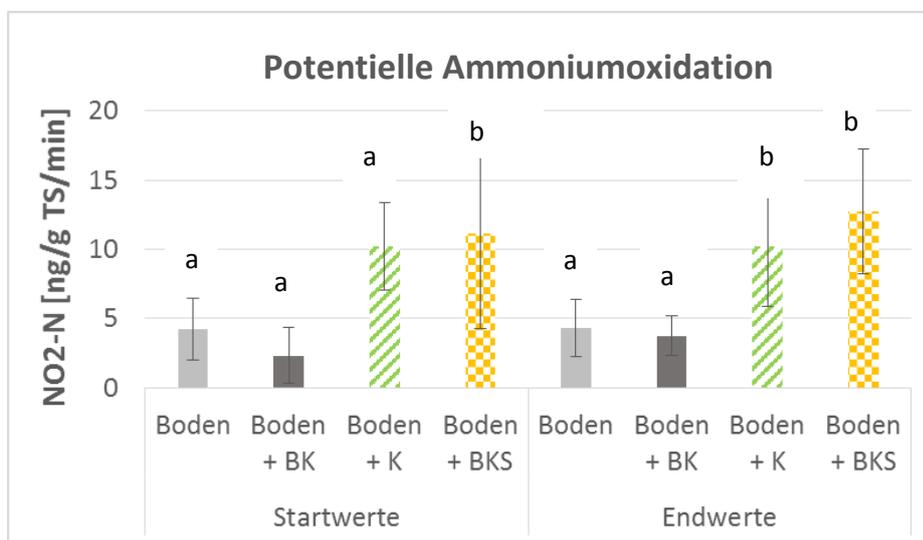


Abb. 4.77: Potentielle Ammoniumoxidation (Anzahl der eingegangenen Werte: Startwerte, n-Boden: 9, n-BK: 5, n-K: 9, n-BKS: 32, Endwerte, n-Boden: 48, n-BK: 37, n-K: 32, n-BKS: 116)

Die Zugabe von Kompost und Biokohlekompost führt zu Beginn der Untersuchungen zu einer Erhöhung der potentiellen Ammoniumoxidation. Auch nach Ablauf der Untersuchungen blieb eine deutliche Erhöhung der Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen erhalten. Die Biokohle führte zu

Beginn und auch noch am Ende der Untersuchungen zu einer tendenziell geringeren Nitrifikationsaktivität.

Vergleich der Wirkung von Kompost und Biokohlekompost

Die Tab. 4.50, Tab. 7.14, Tab. 7.15 und die Abb. 4.78 und Abb. 4.79 zeigen die Ergebnisse zum Vergleich der Wirkung von Kompost und Biokohlekompost auf den Boden 2 (Gefäßversuch 2012).

Tab. 4.50: Überblickstabelle zum Vergleich der Wirkung von Biokohlekompost und Kompost im Boden 2 (Signifikanzen: t-Test mit $p = 0,05$; s = signifikant, n.s. = nicht signifikant)

Test	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]			Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]		
	gemessene Daten	Veränderung	Signifikanz	gemessene Daten	Veränderung	Signifikanz
Gefäßversuch 2012 - 2014						
Wirkung kurz nach Zugabe						
25 Vol.-% GA2 IR 0%	148			10		
25 Vol.-% GA2 IR 15%	80	↓	n.s.	10	=	n.s.
25 Vol.-% GA3 IR 0%	170			7		
25 Vol.-% GA3 IR 15%	138	↓	n.s.	5	↓	n.s.
Wirkung nach 3 Vegetationsperioden						
25 Vol.-% GA2 IR 0%	102			6		
25 Vol.-% GA2 IR 15%	97	↓	n.s.	7	↑	s.
25 Vol.-% GA3 IR 0%	157			13		
25 Vol.-% GA3 IR 15%	81	↓	s.	13	=	n.s.

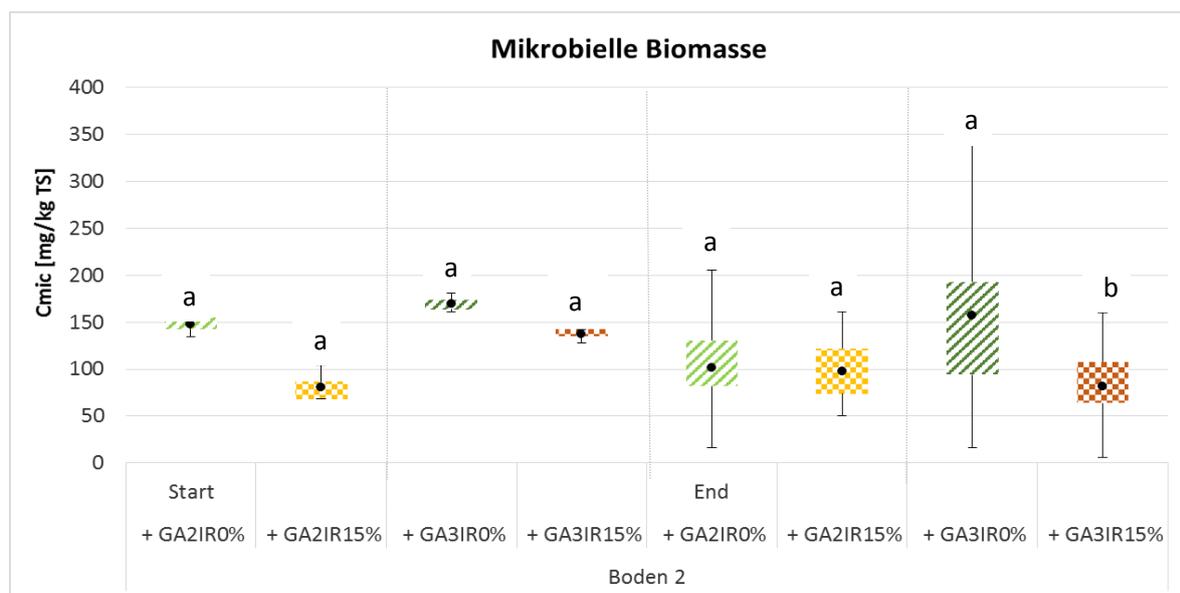


Abb. 4.78: Mikrobielle Biomasse (SIR): Vergleich der Wirkung von Kompost und Biokohlekompost zu Beginn der Untersuchungen und nach drei VP

Ein Vergleich der Ergebnisse der Wirkung von Kompost und Biokohlekompost kurz nach der Zugabe der Materialien zeigt eine geringere mikrobielle Biomasse für die Biokohlekomposte, für GA2 liegt die Differenz bei 68 mg/kg TS, für GA3 bei 32 mg/kg TS. Werden die Ergebnisse der mikrobiellen Biomasse von Kompost- und Biokohlekompostzugabe nach 3 VP miteinander verglichen zeigen weiterhin die Varianten mit Kompostzugabe höhere Werte, für GA2 ist der Unterschied mit 5 mg/kg TS allerdings sehr gering. Für den BK-Kompost GA3 gibt es mit 76 mg/kg TS einen deutlichen Unterschied.

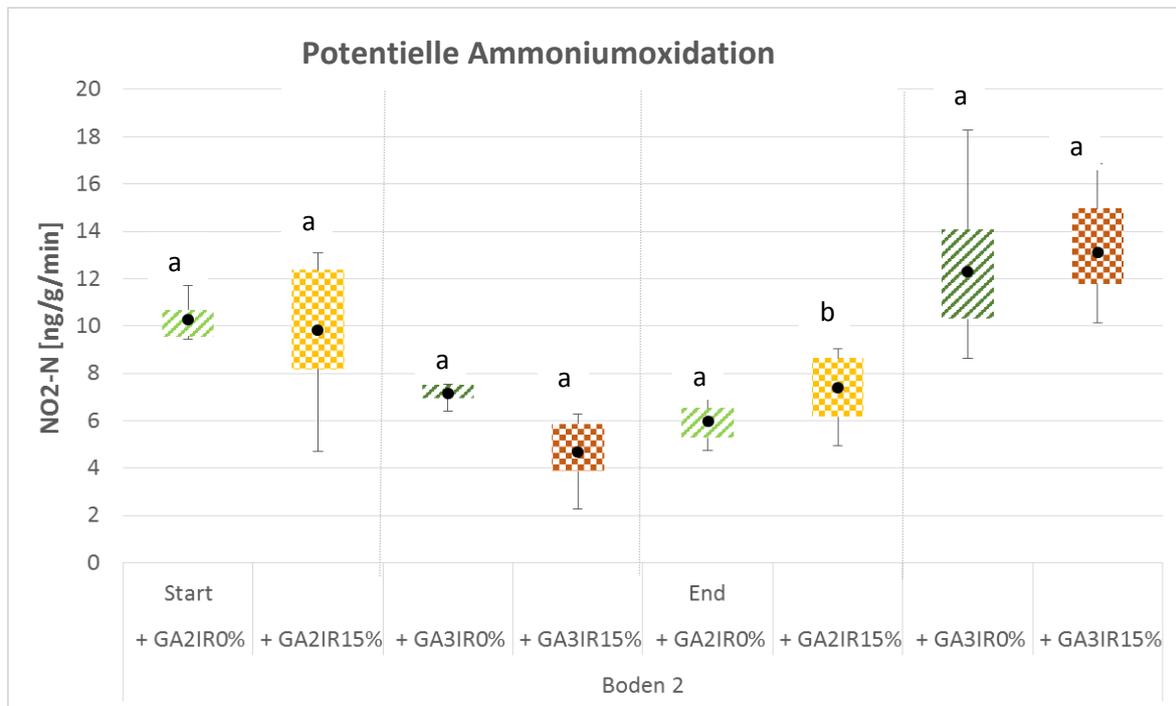


Abb. 4.79: Potentielle Ammoniumoxidation: Vergleich der Wirkung von Kompost und Biokohlekompost zu Beginn der Untersuchungen und nach drei VP

Ein Vergleich der Ergebnisse der Wirkung von Kompost und Biokohlekompost kurz nach der Zugabe der Materialien zeigt bei der potentiellen Ammoniumoxidation gibt es keinen eindeutigen Unterschied. Für die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen zeigt der Vergleich von Kompost & Biokohlekompost nach 3 Vegetationsperioden nur für GA2 einen Einfluss der Biokohle, die Nitrifikationsaktivität für den Biokohlekompost GA2 IR 15% ist signifikant höher als für den Kompost (GA2 IR 0%).

Untersuchungen zum Regenwurmverhalten

Zur Untersuchung der Wirkung von Biokohle und Biokohlekompost auf Regenwürmer wurde aus dem Versuchsmaterial der Endprobennahme der Gefäßversuche 2012 (nach 3 Vegetationsperioden) folgende 4 Ansätzen zu je 4 Wiederholungen hergestellt. Pro Ansatz wurden 10 Würmer in die Mitte der Testgefäße gegeben. Nach der Versuchszeit wurden die Würmer ausgezählt.

1	Boden 2	Boden 2 + Biokohle
2	Boden 2 + GA2 IR 0%	Boden 2 + GA2 IR 15%
3	Boden 2	Boden 2 + GA2 IR 0%

4	Boden 2	Boden 2 + GA2 IR 15%
---	---------	----------------------

In Tab. 4.51 sind die Ergebnisse des Regenwurmfluchttests dargestellt.

Tab. 4.51: Ergebnisse des Regenwurmfluchttests

	Wiederholung	1	2	3	4	MW	STABW
Ansatz	Probenbezeichnung	Anzahl					
1	Boden 2	4	1	3	4,5	3,1	1,5
	Boden 2 + BK	6	9	7	5,5	6,9	1,5
2	Boden 2 + GA2 IR 0%	4	3,5	5	8	5,1	2,0
	Boden 2 + GA2 IR 15%	6	6,5	5	2	4,9	2,0
3	Boden 2	3	2	4	3	3,0	0,8
	Boden 2 + GA2 IR 0%	7	8	6	7	7,0	0,8
4	Boden 2	1,5	2,5	2	0	1,5	1,1
	Boden 2 + GA2 IR 15%	8,5	7,5	8	10	8,5	1,1

Abb. 4.80 stellt die pro Ansatz ermittelten Mittelwerte für die jeweiligen Seiten der Testgefäße gegenüber. Im Anhang B, Tab. 7.16 sind die zugehörigen Ergebnisse des Signifikanztests dargestellt.

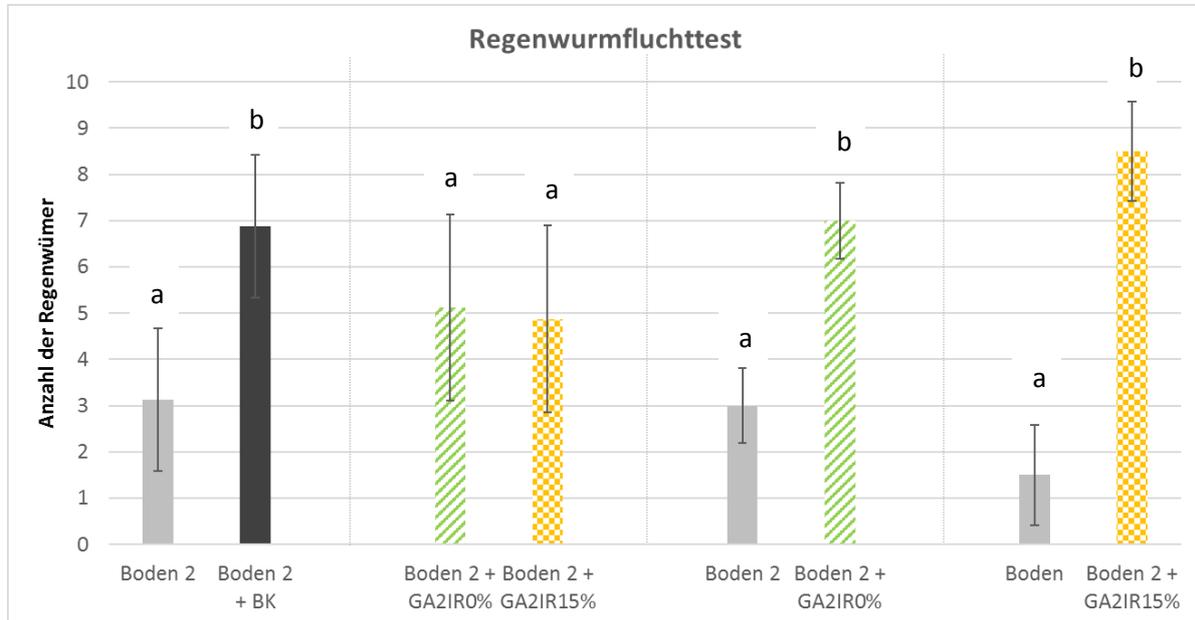


Abb. 4.80: Regenwurmfluchttest, Mittelwerte der Ansätze

Die Zugabe von reiner Biokohle zum Boden 2 führt zu einer signifikanten Präferenz des Kompostwurms für diesen Boden. Der Vergleich des Bodens mit Kompost und des Bodens mit Biokohlekompost zeigt dagegen keinen deutlichen Unterschied zwischen beiden Zugabevarianten. Haben die Kompostwürmer die Wahl zwischen dem reinen Boden und dem Boden mit Kompostzugabe bzw. mit Biokohlekompostzugabe bevorzugt sie die Variante der organischen Material zugeben wurde. Dieses

Ergebnis zeigt, dass die Biokohle für den Testorganismus *Eisenia fetida* keinen störenden Einfluss darstellt. Vielmehr ist für den Kompostwurm das Vorhandensein von organischer Substanz als Nahrungsquelle, wie sie Biokohle und Kompost liefern von Bedeutung.

Zusammenfassung Zugabevariante

Im Allgemeinen führt die Zugabe von Kompost und Biokohlekompost zu einer Steigerung der mikrobiellen Biomasse und potentiellen Ammoniumoxidation. Diese Zunahme ist auch noch, wenn auch weniger deutlich, nach Ablauf der Versuchslaufzeiten zu beobachten. Die Biokohle führt für die mikrobielle Biomasse zu keinem eindeutigen Ergebnis. Für die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen ist bei Betrachtung aller Versuche häufiger eine Reduzierung bestimmt worden.

Vergleicht man die Ergebnisse zwischen Kompost und Biokohlekompostanwendung, zeigt sich, dass der Biokohlekompost geringere Werte für die mikrobielle Biomasse erzielt als der Kompost. Für die potentielle Ammoniumoxidation wurde kein eindeutiges Ergebnis bestimmt

Die Regenwürmer bevorzugen jeweils die Variante der organisches Material zugegeben wurde unabhängig ob es Biokohle, Kompost oder Biokohlekompost war.

4.2.2.3 Einfluss der Biokohlekompostmenge in Böden

Ergebnisse zu Versuchsbeginn

Die Wirkung einer steigenden Menge an Biokohlekompost wurde im Gefäßversuch 2011 mit 10 und 50 Vol.-% BKS für die mikrobielle Biomasse und die potentielle Ammoniumoxidation getestet. Im Gefäßversuch 2012 wurde auch die Wirkung von 25 Vol.-% BKS untersucht. In der Tab. 4.52 und in den Abb. 4.81 (mikrobielle Biomasse) und Abb. 4.82 (potentielle Ammoniumoxidation) sind für die untersuchten Böden die Ergebnisse zu Beginn der Zugabe (Startwerte) für alle Versuche zusammengefasst.

Tab. 4.52: Überblickstabelle zur Wirkung einer ansteigenden Menge an Biokohlekompost in den untersuchten Böden zu Beginn der Untersuchungen (Startwerte) - Zusammenfassung über alle Versuche (Signifikanzen: verglichen wurde 10 und 25 Vol.-% und 25 Vol.-% und 50 Vol.-%, t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; s = signifikant, n.s. = nicht signifikant)

Test	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]			Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]		
	Boden/ Bodenmischung	gemessene Daten	Verände- rung	Signifi- kanz	gemessene Daten	Verände- rung
Gefäßversuch 2011/2012-2014, Parzellenversuch 2012-2015						
BKS 15						
unk. Boden +	33 - 89			2,3, - 6,8		
10 Vol.-% BKS 15 (PV-KU)	179	↑	s.	17,7	↑	s.
10 Vol.-% BKS 15 (GV 2011)	131	↑	n.s.	6,5	-	n.s.
25 Vol.-% BKS 15 (GV 2012)	139	↓	n.s.	7,8	↓	n.s.
50 Vol.-% BKS 15 (GV 2011)	297	↑	s.	17,5	↑	s.
BKS 30						
unk. Boden +	14 - 89			2,3 - 3,3		
10 Vol.-% BKS 30 (GV 2011)	158	↑	n.s.	3,9	↑	n.s.
25 Vol.-% BKS 30 (GV 2012)	207	↑	n.s.	9,8	↑	s.
50 Vol.-% BKS 30 (GV 2011)	263	↑	n.s.	15,7	↑	s.
50 Vol.-% BKS 30 (PV-JKI)	219	↑	n.s.	26,6	↑	s.

Die bei den reinen Böden dargestellte Spanne zeigt die Varianz zwischen den drei verwendeten Testböden.

Zu Beginn der Untersuchungen zeigt sich für den Biokohlekompost BKS 30 eine steigende mikrobielle Aktivität, mit einer steigenden Biokohlekompostmenge im Boden. Beim Biokohlekompost BKS 15 gibt es diese Wirkung auch bei einem Anstieg von 25 zu 50 Vol.-% BKS im Boden, nicht aber bei einer Erhöhung der BKS-Menge von 10 auf 25 Vol.-% BKS im Boden.

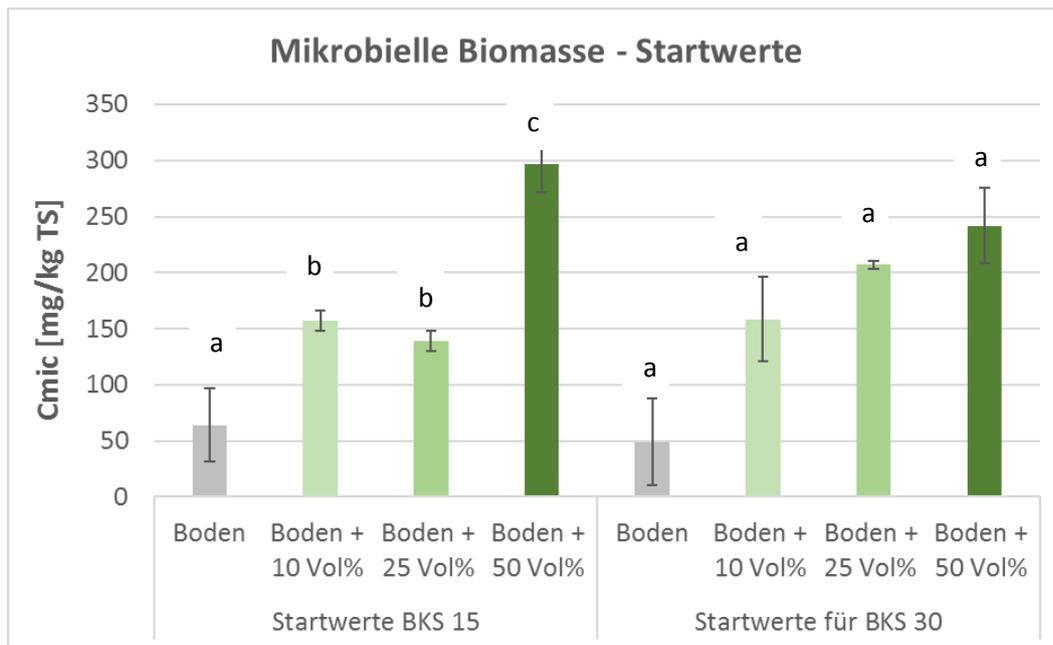


Abb. 4.81: Wirkung einer steigenden Menge an Biokohlekompost auf die mikrobielle Biomasse zu Versuchsbeginn

In Abb. 4.81 zeigt sich eine Zunahme der mikrobiellen Biomasse zwischen den Böden ohne Zugaben und den Böden mit 10 Vol.-% BKS-Zugabe. Signifikant ist diese Erhöhung für BKS 15. Zwischen 10 und 25 Vol.-% gibt es keinen deutlichen Einfluss der gesteigerten BK-Kompost-Menge im Boden. Dagegen zeigt sich für BKS 15 bei einer Erhöhung der Menge auf 50 Vol.-% eine signifikante Steigerung der Atmungsaktivität zwischen sowohl 10 und 50 Vol.-% als auch zwischen 25 Vol.-% BKS und 50 Vol.-% BKS. Für BKS 30 steigt die mikrobielle Biomasse ebenfalls mit einer Erhöhung der BK-Kompost-Applikationsmenge, diese Steigerung ist nicht signifikant.

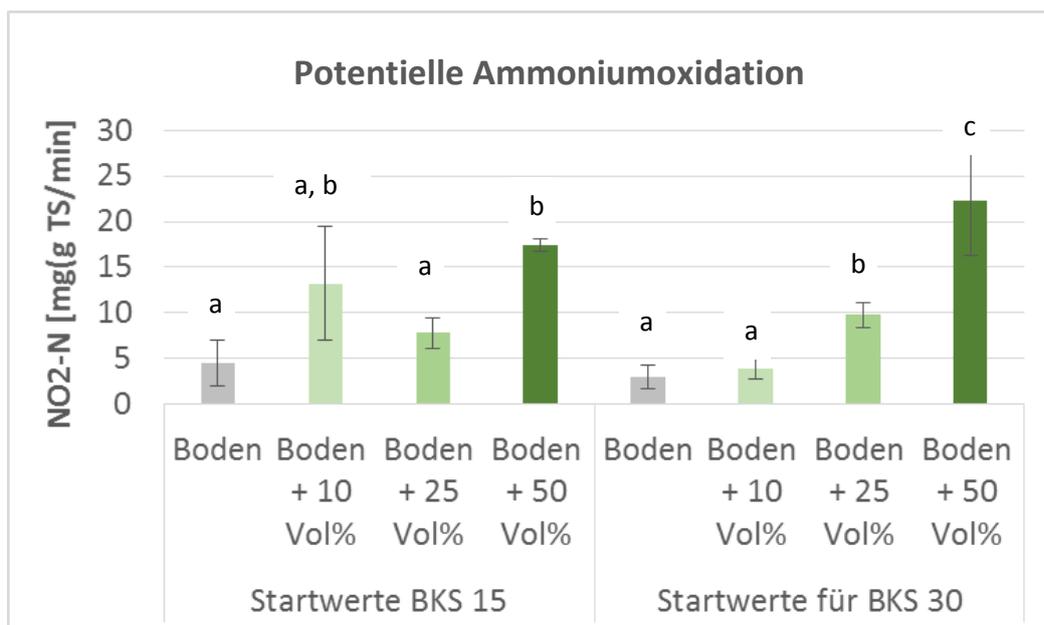


Abb. 4.82: Wirkung einer steigenden Menge an Biokohlekompost auf die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen zu Versuchsbeginn

Ergebnisse und Diskussion

Die Erhöhung der Zugabemengen führt für beide Biokohlekomposte zu einer Steigerung der Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen. Für BKS 15 fällt diese Steigerung nur bei einer Erhöhung der Menge von 25 auf 50 Vol.-% signifikant aus. Für BKS 30 führt jede Erhöhung zu einer deutlichen Steigerung der potentiellen Ammoniumoxidation.

Ergebnisse zu Versuchsende

In der Tab. 4.53 und den Abb. 4.83 (mikrobielle Biomasse) und Abb. 4.84 (potentielle Ammoniumoxidation) sind für die untersuchten Böden die Ergebnisse nach Ablauf der Untersuchungen (Endwerte) für alle Versuche zusammengefasst.

Tab. 4.53: Überblickstabelle zur Wirkung einer ansteigenden Menge an Biokohlekompost in den untersuchten Böden nach Ablauf der Versuche (Endwerte) - Zusammenfassung über alle Versuche (Signifikanzen: verglichen wurde 10 und 25 Vol.-% und 25 Vol.-% und 50 Vol.-%, t-Test oder Anova mit $p = 0,05$; s = signifikant, n.s. = nicht signifikant)

Test	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]			Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]			
	Boden/ Bodenmischung	gemessene Daten	Verände- rung	Signifi- kanz	gemessene Daten	Verände- rung	Signifikanz
Gefäßversuch 2011/2012-2014, Parzellenversuch 2012-2015							
BKS 15							
unk. Boden +	44 - 75				3 - 11		
10 Vol.-% BKS 15 (PV-KU)	54	-	n.s.		6	-	n.s.
10 Vol.-% BKS 15 (GV 2011)	55	-	n.s.		7	-	n.s.
25 Vol.-% BKS 15 (GV 2012)	112	↑	s.		15	↑	s.
50 Vol.-% BKS 15 (GV 2011)	169	↑	s.		16	↑	s.
BKS 30							
unk. Boden +	44 - 103				3 - 3,9		
10 Vol.-% BKS 30 (GV 2011)	54	↓	n.s.		7	↑	s.
25 Vol.-% BKS 30 (GV 2012)	72	↑	s.		13	↑	s.
50 Vol.-% BKS 30 (GV 2011)	186	↑	s.		15	↑	s.
50 Vol.-% BKS 30 (PV-JKI)	192	↑			19	↑	

Die bei den reinen Böden dargestellte Spanne zeigt die Varianz zwischen den drei verwendeten Testböden.

Die Ergebnisse zum Ende des jeweiligen Tests zeigen folgendes Bild: Je höher die BK-Kompost-Menge in den untersuchten Böden, desto höher ist die mikrobielle Biomasse und die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen.

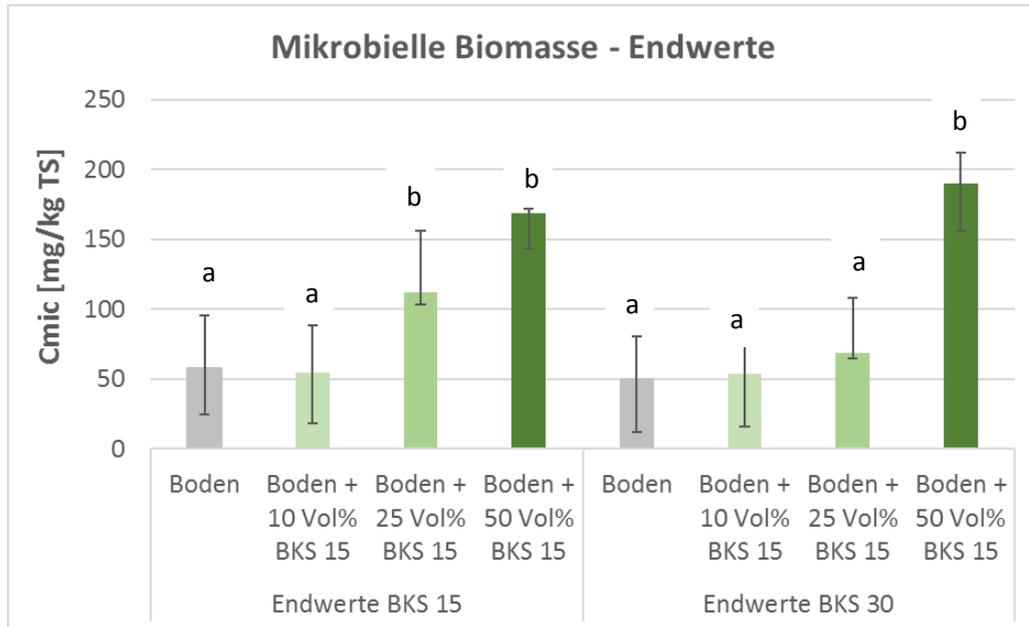


Abb. 4.83: Wirkung einer steigenden Menge an Biokohlekompost auf die mikrobielle Biomasse zum Versuchsende

Werden die Werte nach Versuchsende betrachtet, zeigt die Zugabe von 10 Vol.-% Biokohle keinen Einfluss auf die mikrobielle Biomasse mehr. Die Steigerung von 10 auf 25 Vol.-% BK führt für beide BK-Komposte zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse, diese fällt allerdings nur für BKS 15 signifikant aus. Die deutlichste Steigerung der mikrobiellen Atmung zeigt sich für die Erhöhung der Zugabemenge von 25 Vol.-% auf 50 Vol.-%.

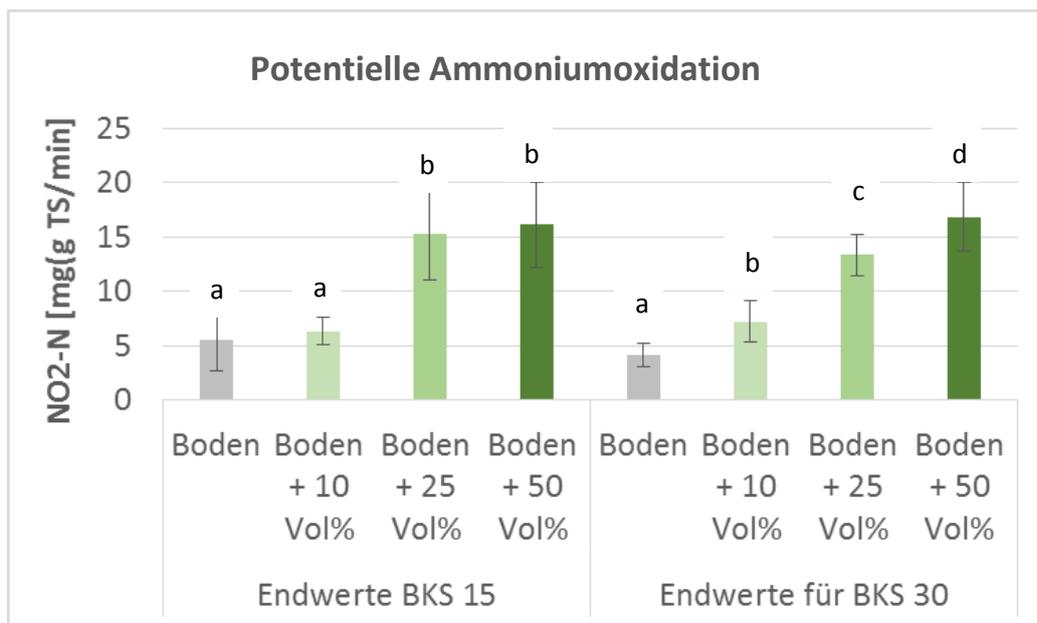


Abb. 4.84: Wirkung einer steigenden Menge an Biokohlekompost auf die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen am Versuchsende

Zum Versuchsende zeigt sich für das BKS 30, dass jede Erhöhung der Applikationsmenge zu einer deutlichen Steigerung der mikrobiellen Aktivität führt. Beim Biokohlekompost BKS 15 gibt es einen deutlichen Effekt nur bei der Steigerung der Menge von 10 auf 25 Vol.-%.

Im Anhang B, in den Tab. 7.17 und Tab. 7.18 sind die Ergebnisse der Signifikanztests für die Versuche zu einer steigenden Biokohlekompostmenge im Boden dargestellt.

Zusammenfassung Biokohlekompostmenge im Boden: Eine Steigerung der applizierten BK-Kompostmenge führt in der Regel zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse und Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen.

4.2.2.4 Einfluss der Biokohlemenge im Kompost

Um die Wirkung einer ansteigenden Biokohlemenge im Kompost auf die verschiedenen Böden zu untersuchen, wurde der Gefäßversuch 2011 einmal mit 15 % Biokohle im Kompost (BKS 15) und zum anderen mit 30 % Biokohle im Kompost (BKS 30) für den Boden 1 durchgeführt. Auch im Gefäßversuch 2012 wurde das BKS 15 und das BKS 30 für den Boden 2 untersucht.

Ergebnisse zu Versuchsbeginn

Die Tab. 4.54 stellt die Ergebnisse der Versuche zu einer veränderten Biokohlemenge im Kompost dar. Betrachtet wurden die Startwerte.

Tab. 4.54: Überblickstabelle zur Wirkung der Menge an Biokohle im Kompost in den untersuchten Böden kurz nach Zugabe der BK-Komposte (Signifikanzen: verglichen wurde jeweils der BK-Kompost mit 15 Vol.-% und 30 Vol.-% BK; t-Test mit $p = 0,05$; s = signifikant, n.s. = nicht signifikant)

Test	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]			Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]		
	gemessene Daten	Verände- rung	Signifikanz	gemessene Daten	Verände- rung	Signifikanz
Gefäßversuch 2011						
10 Vol.-% BKS 15	131			6,5		
10 Vol.-% BKS 30	158	↑	n.s.	3,9	↓	n.s.
50 Vol.-% BKS 15	297			17,5		
50 Vol.-% BKS 30	263	↓	n.s.	15,7	↓	n.s.
Gefäßversuch 2012 - 2014						
25 Vol.-% BKS 15	139			10,3		
25 Vol.-% BKS 30	207	↑	s	9,8	↓	n.s.

Eine Steigerung der Biokohlemenge im Kompost führt sowohl für die Zugabe von 10 als auch für die Zugabe von 25 Vol.-% zu Beginn der Untersuchungen zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse. Bei der Zugabe von 50 Vol.-% wird die Atmungsaktivität nicht signifikant reduziert. Für die potentielle Ammoniumoxidation kommt es zu Beginn der Versuche zu einer Abnahme über alle Zugabemengen, wenn die BK-Menge im Kompost erhöht wurde.

Ergebnisse zum Versuchsende

Die Tab. 4.55 stellt die Ergebnisse zu den Versuchen zu einer veränderten Biokohlemenge im Kompost dar. Betrachtet wurden die Endwerte.

Tab. 4.55: Überblickstabelle zur Wirkung der Menge an Biokohle im Kompost in den untersuchten Böden nach Ablauf der Versuchszeit (Signifikanzen: verglichen wurde jeweils der Kompost mit 15 Vol.-% und 30 Vol.-% BK; t-Test mit $p = 0,05$; s = signifikant, n.s. = nicht signifikant)

Test	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]			Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]		
	gemessene Daten	Veränderung	Signifikanz	gemessene Daten	Veränderung	Signifikanz
Gefäßversuch 2011						
10 Vol.-% BKS 15	55			7		
10 Vol.-% BKS 30	54	↓	n.s	7	=	n.s.
50 Vol.-% BKS 15	169			19		
50 Vol.-% BKS 30	186	↑	n.s	15	↓	n.s
Gefäßversuch 2012 - 2014						
25 Vol.-% BKS 15	112			15		
25 Vol.-% BKS 30	72	↓	s.	13	↓	n.s

Eine Erhöhung der Biokohlemenge im Kompost führt für 10 Vol.-% und 25 Vol.-% BK-Zugabe zu einer Reduzierung der mikrobiellen Biomasse. Für die BKS-Zugabe von 50 Vol.-% ergibt sich eine nicht signifikante Erhöhung.

Die potentielle Ammoniumoxidation wird durch eine höhere BK-Menge im Kompost für die Zugabe von 10 Vol.-% BKS nicht beeinflusst und für die Zugaben von 50 und 25 Vol.-% nicht signifikant reduziert.

Zusammenfassung BK-Menge im Kompost: Die mikrobielle Biomasse reagiert nicht eindeutig auf die Erhöhung der BK-Menge im Kompost. Die nitrifizierenden Mikroorganismen zeigen i.d.R eine geringere Aktivität wenn die Menge an Biokohle im Kompost erhöht wurde.

4.2.2.5 Einfluss der verwendeten Böden

Zur Ermittlung des Einflusses des verwendeten Bodens werden die Böden gegenübergestellt denen die gleiche Menge des gleichen Biokohlekomposts zugegeben wurde.

Ergebnisse kurz nach Zugabe der Biokohlekomposte

Boden 1 + 10 Vol.-% BKS 15	-	Boden 3 + 10 Vol.-% BKS 15
C_{mic} : + 42 mg/kg TS		C_{mic} : + 109 mg/kg TS
NO_2 -N: + 5 ng/g TS/min		NO_2 -N: + 11 ng/g TS/min

Boden 1 + 50 Vol.-% BKS 30	-	Boden 2 + 50 Vol.-% BKS 30
C_{mic} : + 174 mg/kg TS		C_{mic} : + 206 mg/kg TS
NO_2 -N: +14 ng/g TS/min		NO_2 -N: +24 ng/g TS/min

Kurz nach der BK-Kompost-Zugabe zeigen sich sowohl bei der mikrobiellen Biomasse als auch bei der potentiellen Ammoniumoxidation deutlich höhere Werte für Boden 2 bzw. Boden 3.

Ergebnisse zum Ende der Versuchslaufzeit

Boden 1 + 10 Vol.-% BKS 15	-	Boden 3 + 10 Vol.-% BKS 15
C_{mic} : + 11 mg/kg TS		C_{mic} : -49 mg/kg TS
NO_2 -N: +4 ng/g TS/min		NO_2 -N: -5 ng/g TS/min

Boden 1 + 50 Vol.-% BKS 30	-	Boden 2 + 50 Vol.-% BKS 30
C_{mic} : + 142 mg/kg TS		C_{mic} : + 117 mg/kg TS
NO_2 -N: +12 ng/g TS/min		NO_2 -N: +15 ng/g TS/min

Bei der Gegenüberstellung des Boden 1 mit dem Boden 3 für die Zugabe von 10 Vol.-% BKS zeigen sich nach Ablauf der Versuchslaufzeit für den Boden 1 eine geringe Zunahme der mikrobiellen Parameter, bei Boden 3 wurde eine Abnahme dieser Parameter im Vergleich zum Kontrollboden gemessen. Zwischen Boden 1 und Boden 2 zeigen sich keine deutlichen Unterschiede mehr.

4.2.2.6 Vergleich der Ergebnisse aus Teilvorhaben 1 mit den Ergebnissen des Teilvorhabens 2

Die Ergebnisse aus dem Teilvorhaben 1 werden mit denen des Teilvorhabens 2 verglichen. Es wird ermittelt ob positive biologische Produkteigenschaften (Komposteigenschaften) auch zu positiven Veränderungen der biologischen Qualität der untersuchten Böden führen.

Von den im Teilvorhaben 1 bewerteten Komposten/Biokohlkomposten wurden folgende im Teilvorhaben 2 eingesetzt:

Kompost/ BK-Kompost	Ergebnisse im Kompost/Biokohlekompost		Wirkung im Boden (Durchschnitt aller Differenzwerte Boden und Boden mit Zugabe)	
	Mikrobielle Biomasse [mg/100g TS]	Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]	Mikrobielle Biomasse [mg/100g TS]	Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]
BKS 15	86	64	+ 77	+ 7
BKS 30	137	114	+ 115	+ 7
GA2 IR 0%	65	120	+ 86	+ 4
GA2 IR 15%	69	96	+ 49	+ 5
GA3 IR 0%	72	74	+ 124	+ 6
GA3 IR 15%	80	86	+ 70	+ 5
Biokohle	11	0	+ 14	+ 0

Alle im Teilvorhaben 2 eingesetzten Komposten und Biokohlekomposte führen in den untersuchten Böden zu einer Steigerung der mikrobiellen Aktivitäten (Mikrobielle Atmung und Potentielle Ammoniumoxidation).

4.2.3 Zusammenfassung – Wirkung von Biokohlekomposten im Boden

Chemisch-physikalische Parameter

Für die **organische Substanz** wurde über die Versuchszeit i.d.R. eine Abnahme gemessen. Diese Abnahme wurde sowohl bei den Böden ohne Zugabe bestimmt, als auch für die Biokohle-, Kompost- und Biokohlekompostzugabe. Kurz nach der Zugabe der Materialien Backkohle (BK), Kompost (K) und Biokohlekompost (BKK) kam es zu einer Erhöhung der organischen Substanz in folgender Reihenfolge: BK < K < BKK. Auch nach der jeweiligen Versuchslaufzeit wurden für die Böden mit Zugaben höhere Werte für die organische Substanz bestimmt als für die Böden ohne Zugabe.

Für den **pH-Wert** kam es kurz nach der Zugabe der organischen Materialien zu einer Erhöhung. Nach Ablauf der Versuchslaufzeiten war der pH-Wert für alle drei Zugabevarianten höher als bei den Böden ohne Zugabe. Während der Versuchslaufzeit nahm der pH-Wert häufig geringfügig ab.

Die **Rohdichte** ist bei Böden mit BK, Kompost und BK-Kompost geringer als bei den Böden ohne diese Zugaben. Zum Ende der Versuchslaufzeit nimmt die Rohdichte der Böden mit Zugaben im Vergleich zu den Startwerten geringfügig zu, sie bleibt aber geringer als bei den unbehandelten Böden.

Für die **maximale Wasserhaltekapazität** zeigt sich kurz nach Zugabe der Biokohle, des Komposts und des Biokohlekompostes eine Steigerung. Diese Erhöhung bleibt auch bis zum Ende der jeweiligen Versuchslaufzeit erhalten.

Der **Salzgehalt** steigt durch die Zugabe von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost. Vergleicht man den Wert für den **Salzgehalt** kurz nach Zugabe der Materialien mit den Werten zum Ablauf der Versuchslaufzeit zeigt sich eine Reduzierung des Salzgehaltes.

Biologische Parameter

Variable - Variante (Biokohle, Kompost, Biokohlekompost)

Werden die Ergebnisse kurz nach der Zugabe von Biokohlekompost und Kompost betrachtet, zeigt sich für die mikrobielle Biomasse und die potentielle Ammoniumoxidation eine Steigerung. Die mikrobielle Biomasse wird für die einzelnen Versuche auch durch die Zugabe von Biokohle erhöht. Dagegen ist für die nitrifizierenden Mikroorganismen keine eindeutige Aussage möglich, da sowohl eine Reduzierung und Erhöhung ihrer Aktivität als auch keine Wirkung in den verschiedenen Versuchen durch die Zugabe von Biokohle ermittelt wurde.

Nach Ablauf der Versuchslaufzeiten zeigt sich weiterhin eine Steigerung der mikrobiellen Parameter für die Kompost- und Biokohlekompostzugabe. Die Biokohlezugabe führt zu einer nicht signifikanten Reduzierung der mikrobiellen Biomasse. Für die potentielle Ammoniumoxidation ist auch hier keine eindeutige Aussage möglich, da sowohl negative als auch positive Werte mit Biokohlezugabe erzielt wurden.

Werden die Ergebnisse der Kompost und der Biokohlekompostzugabe verglichen, zeigt sich für den Biokohlekompost eine geringere mikrobielle Biomasse als für den Kompost. Für die potentielle Ammoniumoxidation gibt es kein deutliches Ergebnis.

Für die mikrobiellen Tests konnten folgende versuchsübergreifende Aussagen erzielt werden

- Kompost und BKS führen sowohl kurz nach ihrer Zugabe als auch nach Ablauf der Versuchslaufzeiten zu einer Steigerung der mikrobiellen Biomasse und potentielle Ammoniumoxidation.
- Die Biokohle zeigt keine signifikante kurzfristige als auch langfristige Wirkung auf die mikrobielle Biomasse (Abweichung zu den Ergebnissen der einzelnen Versuche (hier nicht signifikante Förderung der mikrobiellen Biomasse) ergibt sich durch statistische Auswertung → Ausreißereliminierung).
- Die Biokohle führt zu einer Reduzierung der Aktivität von nitrifizierenden Mikroorganismen, die gleich nach ihrer Zugabe einsetzt und anhaltend ist.

Wird die Wirkung der verschiedenen Zugabevarianten auf den Kompostwurm *Eisenia fetida* verglichen, zeigt sich, dass es für die Würmer unerheblich ist, welches organische Material einem Boden zugegeben wurde. Sie bevorzugen die Seite des Testgefäßes mit dem Boden dem Biokohle, Kompost oder Biokohlekompost zugegeben wurde. Bei einem direkten Vergleich von Boden + Kompost und Boden + Biokohlekompost zeigte sich, dass beide Varianten für *Eisenia fetida* ähnlich attraktiv waren.

Variable - Zeit:

Werden die Ergebnisse der einzelnen Versuche betrachtet ergeben sich für die Böden ohne Zugaben häufig geringfügige Steigerungen der mikrobiellen Biomasse und der Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen.

Für die Böden denen Biokohle zugegeben wurde, zeigt sich für die Mehrzahl der Versuche eine Reduzierung der mikrobiellen Biomasse und eine geringe Steigerung der Nitrifikationsaktivität über die Versuchslaufzeiten.

Sowohl die Zugabe von Kompost als auch von Biokohlekompost führt zu Reduzierungen der mikrobiellen Biomasse über die Versuchszeit. Werden die Ergebnisse der einzelnen Versuche betrachtet lässt sich für die potentielle Ammoniumoxidation keine eindeutige Aussage treffen da mal eine Reduzierung mal eine Verringerung der Nitrifikationsaktivität beobachtet werden kann. Bei einer versuchsübergreifenden Betrachtung ergibt sich eine geringfügige nicht signifikante Zunahme dieses Parameters.

- Werden den Böden organische Materialien wie Biokohle, Kompost und Biokohlekompost zugegeben kommt es meistens zu einer Reduzierung der mikrobiellen Biomasse über die Versuchszeit. Die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen nimmt dagegen in allen Böden zum Versuchsende leicht zu.

Variable – Menge (Biokohlekompostmenge und Biokohlemenge):

Eine Steigerung der applizierten Biokohlekompostmenge führt i.d.R. zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse und potentiellen Ammoniumoxidation.

Wird die Menge an Biokohle im Kompost erhöht, zeigt sich für die mikrobielle Biomasse kein eindeutiges Ergebnis. Für die potentielle Ammoniumoxidation wurden zu Beginn und am Ende der Untersuchungen durch eine höhere BK-Menge im Kompost i.d.R. niedrigere Aktivitätswerte bestimmt.

Da die untersuchten Böden 1, 2, und 3 starke Ähnlichkeiten hinsichtlich ihrer chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Parameter (Tab. 4.34) aufwiesen, konnte ein Einfluss der Bodeneigenschaften auf die Ergebnisse nicht zufriedenstellend dargestellt werden.

Insgesamt zeigt sich, dass weder die Art des Versuchs (Gefäß vs. Parzelle), die Dauer des Versuchs, noch der verwendete Boden (Boden 1, 2, 3) den stärksten Einfluss auf die Höhe der mikrobiellen Parameter ausübt, sondern die Menge des zugegebenen Biokohlekomposts ausschlaggebend für die biologischen Ergebnisse ist (Tab. 4.56 und Tab. 4.57).

Ergebnisse und Diskussion

Tab. 4.56: Versuchsübergreifende Darstellung zum Einfluss des verwendeten Kompost bzw. Biokohlekomposts – Ergebnisse zum Versuchsbeginn

Test	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]			Test	Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]		
	Differenz zum Boden ohne Zugabe	Boden	Versuchs- art		Boden- mischung	Differenz zum Boden ohne Zugabe	Boden
50 Vol.-% BKS 15	+ 208	Boden 1	GV2011	50 Vol.-% BKS 30	+ 24	Boden 2	PV JKI
50 Vol.-% BKS 30	+ 206	Boden 2	PV JKI	50 Vol.-% BKS 15	+ 15	Boden 1	GV 2011
50 Vol.-% BKS 30	+ 174	Boden 1	GV2011	50 Vol.-% BKS 30	+ 14	Boden 1	GV 2011
25 Vol.-% BKS 30	+ 174	Boden 2	GV2012	10 Vol.-% BKS 15	+ 11	Boden 3	PV KU
25 Vol.-% GA3 IR 0%	+ 136	Boden 2	GV2012	25 Vol.-% GA2 IR 0%	+ 7	Boden 2	GV 2012
25 Vol.-% GA2 IR 0%	+ 115	Boden 2	GV2012	25 Vol.-% GA2 IR 15%	+ 7	Boden 2	GV 2012
10 Vol.-% BKS 15	+ 109	Boden 3	PV KU	25 Vol.-% BKS 30	+ 7	Boden 2	GV 2012
25 Vol.-% BKS 15	+ 106	Boden 2	GV2012	25 Vol.-% BKS 15	+ 5	Boden 2	GV 2012
25 Vol.-% GA3 IR 15%	+ 105	Boden 2	GV2012	10 Vol.-% BKS 15	+5	Boden 1	GV 2011
10 Vol.-% BKS 30	+ 69	Boden 3	PV 2011	25 Vol.-% GA3 IR 0%	4	Boden 2	GV 2012
25 Vol.-% GA2 IR 15%	+ 47	Boden 2	GV2012	10 Vol.-% BKS 30	2	Boden 1	GV 2011
10 Vol.-% BKS 15	+ 42	Boden 1	GV2011	25 Vol.-% GA3 IR 15%	2	Boden 2	GV 2012

Tab. 4.57: Versuchsübergreifende Darstellung zum Einfluss des verwendeten Kompost bzw. Biokohlekomposts – Ergebnisse zum Versuchsende

Test	Mikrobielle Biomasse [mg/kg TS]			Test	Potentielle Ammoniumoxidation [ng/g TS/min]		
	Differenz zum Boden ohne Zugabe	Boden	Versuchs- art		Boden- mischung	Differenz zum Boden ohne Zugabe	Boden
50 Vol.-% BKS 30	142	Boden 1	GV 2011	50 Vol.-% BKS 15	50	Boden 1	GV 2011
50 Vol.-% BKS 15	125	Boden 1	GV 2011	50 Vol.-% BKS 30	50	Boden 2	PV JKI
50 Vol.-% BKS 30	117	Boden 2	PV JKI	50 Vol.-% BKS 30	12	Boden 1	GV 2011
25 Vol.-% GA3 IR 0%	111	Boden 2	GV 2012	25 Vol.-% BKS 15	9	Boden 2	GV 2012
25 Vol.-% BKS 15	66	Boden 2	GV 2012	25 Vol.-% GA3 IR 0%	7	Boden 2	GV 2012
25 Vol.-% GA2 IR 0%	56	Boden 2	GV 2012	25 Vol.-% GA3 IR 15%	7	Boden 2	GV 2012
25 Vol.-% GA2 IR 15%	51	Boden 2	GV 2012	25 Vol.-% BKS 30	7	Boden 2	GV 2012
25 Vol.-% GA3 IR 15%	35	Boden 2	GV 2012	10 Vol.-% BKS 15	4	Boden 1	GV 2011
25 Vol.-% BKS 30	26	Boden 2	GV 2012	10 Vol.-% BKS 30	4	Boden 1	GV 2011
10 Vol.-% BKS 15	11	Boden 1	GV 2011	25 Vol.-% GA2 IR 15%	2	Boden 2	GV 2012
10 Vol.-% BKS 30	10	Boden 1	GV 2011	25 Vol.-% GA2 IR 0%	1	Boden 2	GV 2012
10 Vol.-% BKS 15	-49	Boden 3	PV KU	10 Vol.-% BKS 15	-5	Boden 3	PV KU

Mit dem Kompost, dem Biokohlekompost und mit der Biokohle wird den Böden organische Substanz zugeführt. Es konnte ein deutlicher Einfluss der Höhe der organischen Substanz und der Höhe der mikrobiellen Biomasse ermittelt werden. In Abb. 4.85 ist der Zusammenhang zwischen der Höhe der organischen Substanz und der mikrobiellen Atmung/Biomasse beispielhaft für den Gefäßversuch 2011 dargestellt.

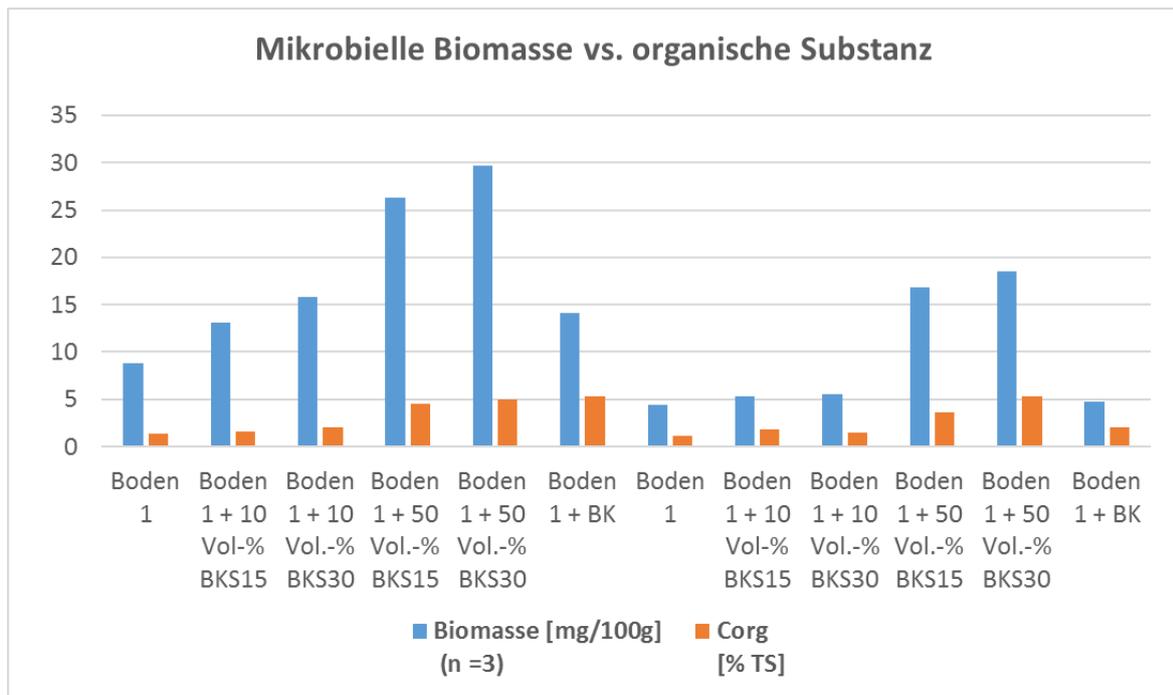


Abb. 4.85: Zusammenhang zwischen organischer Substanz und mikrobieller Biomasse

Es wird deutlich, dass eine Zunahme der organischen Substanz durch eine steigende Biokohlekompostmenge auch zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse führt.

Für andere wichtige Parameter, wie beispielsweise für die Rohdichte oder für den Salzgehalt konnte ein Einfluss auf die Ergebnisse nicht nachgewiesen werden.

4.2.4 Diskussion - Wirkung von Biokohlekomposten im Boden

Im folgenden Text werden der Einfluss der Variablen Zugabevarianten (Biokohle, Kompost, Biokohlekompost), Zeit (kurz nach Zugabe, nach Ablauf der Versuchslaufzeit), Zugabemengen (Biokohlekompost und Biokohle im Kompost) und Bodeneigenschaften auf die mikrobiologischen Parameter und den Kompostwurm *Eisenia fetida* diskutiert. Anschließend wird der Einfluss der chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Parameter der untersuchten Boden-Mischungen auf die Ergebnisse der biologischen Tests diskutiert.

Zugabevarianten

Wirkung von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost kurz nach dem Einbringen dieser Materialien in den Boden (Vergleich der Startwerte):

Direkt nach dem Einbringen von Kompost und Biokohlekompost in die Böden kommt es unabhängig von der Art des Versuchs (Gefäß oder Parzelle) in den untersuchten Böden zu einer Förderung der mikrobiellen Biomasse und Nitrifikationsaktivität. Ein wichtiger Grund für die Erhöhung von mikrobieller Biomasse und potentieller Ammoniumoxidation ist die Bereitstellung von organischem Material, als Nahrungsquelle für die Mikroorganismen. Für die Einbringung von Kompost in den Boden wurde in diversen Arbeiten, z.B. (Overesch, et al., 2004); (Fuchs, et al., 2003); (Amlinger, et al., 2006); (Pérez-Piqueres, et al., 2006) über eine Erhöhung der Atmungsaktivität und der mikrobiellen Biomasse berichtet. Auch für die gemeinsame Anwendung von Biokohle und Kompost gibt es Studien, die deren positive Wirkung auf diverse mikrobielle Parameter belegen, z.B. (Flaig, et al., 2014), (Sánchez-Monedero, et al., 2019), (Cao, Ma, Guo, Wang, & Wang, 2017).

Neben der Bereitstellung abbaubarer organischer Materialien (Blume, 1989) wird in der Literatur auch die Optimierung des Lebensraums und das Angebot von Mikrohabitaten im Boden (z.B. besseres Wasser- und Luft-Verhältnis, Rückzugsgebiete) sowie die Einführung von kompostbürtigen Organismen in den Boden (Amlinger, et al., 2006), (Sahin, 1989), (Werner, et al., 1988) als Grund für die positiven Effekte auf mikrobielle Biomasse und Aktivität angegeben.

Die Biokohle führt zu einer nicht signifikanten Steigerung der mikrobiellen Biomasse, die sowohl für die einzelnen Versuche als auch versuchsübergreifend ermittelt wurde. Über eine Steigerung der Atmungsaktivität in den ersten 6 Monaten nach Zugabe von reiner Biokohle wird in vielen Studien berichtet (z.B. (Steinbeiss, et al., 2009), (Deenik, et al., 2010), (Khodadad, et al., 2011), (Bruun, et al., 2014), (Gomez, et al., 2014), (Watzinger, et al., 2014). Die Förderung der mikrobiellen Biomasse durch die Biokohlezugabe wird in den genannten Arbeiten beispielsweise damit erklärt, dass die Mikroorganismen noch vorhandene Bioöle oder andere auf der Biokohleoberfläche gebundene organische Stoffe verwerten können. Bei Pietikäinen, et al. (2000), Kuzyakov, et al. (2009) und Maestrini, et al. (2014) wird ein Kurzzeit-Priming und/oder Ko-Metabolismus von organischem Bodenkohlenstoff als Grund für den CO₂-Anstieg angegeben. Auch ist es möglich, dass Mikroorganismen, auf die die Biokohle toxisch wirkt, absterben und diese dann von anderen resistenteren Mikroorganismen metabolisiert werden. Eine weitere Erklärung könnte auch die durch die Biokohleapplikation verursachte Erhöhung des Porenraums sein, welche eine bessere Sauerstoffversorgung und somit einen besseren Kohlenstoffumsatz der Mikroorganismen gewährleistet.

Die nitrifizierenden Mikroorganismen zeigen je nach Versuch eine Erhöhung, eine Verringerung oder keine Veränderung ihrer Aktivität. Bei versuchsübergreifender Auswertung der Daten zeigt sich durch die BK-Zugabe allerdings eine geringe Reduzierung der potentiellen Ammoniumoxidation. Eine Reduzierung der Nitrifikationsraten kann durch eine Sorption von Ammonium an die Biokohle verursacht werden, wenn dieses dann für die Nitrifizierer nicht mehr verfügbar ist oder aber auch durch Änderungen in der physikalischen Umwelt der Nitrifizierer, auf die diese Organismengruppe empfindlich reagiert. Bei Thies, et al. (2015) wird auf den Einfluss der Sorption bestimmter Stoffe (z.B. DOC, anorganische Nährstoffe, verschiedenen Gase, toxische Stoffe wie Pestizide, Schwermetalle und PAK) auf die Häufigkeit, Diversität und Aktivität von Bodenorganismen eingegangen. Nach Auswertung der Literatur kommen sie zu der Aussage, dass es von der Anzahl der Bindungsplätze für die betreffende Chemikalie auf der Biokohleoberfläche, dem Vorhandensein von anderen Molekülen, die die Adsorptionsplätze belegen könnten, den physischen und chemischen Eigenschaften der Biokohle und dem Zugang der Mikroorganismen dazu abhängt, ob eine Chemikalie bioverfügbar ist oder nicht, und ob diese Adsorption die mikrobielle Aktivität steigert oder nicht (Thies, et al., 2015). Dass Biokohle ein sehr effektiver Sorbent für Ammonium ist, wurde in mehreren Studien bewiesen z.B. (Clough, et al., 2013), (Sarkhot, et al., 2013), (Tian, et al., 2016). Bei Fidel, et al. (2018) wird beschrieben, dass diese Sorption stark vom pH-Wert der Bodenlösung und von der chemischen Zusammensetzung der eingesetzten Biokohle (wesentlich beeinflusst durch die Pyrolysetemperatur) abhängt. In einer zusammenfassenden Auswertung von Studien zum Sorptionsverhalten von Ammonium an Biokohlen kamen Fidel, et al. (2018) zu der Aussage, dass eine steigende NH_4 -Sorption an der Biokohle i. d. R. durch steigende pH-Werte in der Bodenlösung und/oder sinkende Pyrolysetemperaturen der eingesetzten Biokohlen hervorgerufen wird (Wang, et al., 2016), (Wang, et al., 2015), (Yang, et al., 2017) (Gai, et al., 2014) (Hale, et al., 2013), (Hollister, et al., 2013). Sollte die Sorption des Ammoniums an der Biokohle der Grund für die reduzierte Rate der potentiellen Ammoniumoxidation sein, müsste diese Sorption auch mit einer reduzierten Bioverfügbarkeit einhergehen. Dempster, et al. (2012) untersuchten den Einfluss einer Biokohle aus *Eukalyptus marginata* und eines Tones auf die Stickstoffauswaschung in einem strukturreichen landwirtschaftlichen Sandboden. Beide Zugaben führten zu einer signifikanten Reduzierung der Auswaschung von NH_4^+ um ca. 20 % und NO_3^- um ca. 25 %. Da die Biokohle die Nitrat-Auswaschung signifikant stärker reduzierte als Ton argumentierten die Autoren, dass die Nitrifikation im biokohleapplizierten Boden reduziert ist. In Dempster, et al. (2011) wird ebenfalls beschrieben, dass Biokohle die Nitrifikation und N-Mineralisation in Böden ändert. Deshalb kommen Dempster, et al. (2012) zu der Aussage, dass diese Änderungen der Nitrifikation sowohl einen positiven als auch einen negativen Effekt auf die NO_3^- -Auswaschung haben können. Da nitrifizierende Mikroorganismen sehr sensitiv auf Veränderungen ihres Lebensraumes reagieren ist es auch möglich, dass nicht die Sorption von Ammonium ausschlaggebend ist, sondern beispielsweise die pH-Wert-Anhebung im Mikrohabitat um die Kohlestückchen herum. Nitrifizierer bevorzugen neutrale pH-Werte, die eingesetzte Biokohle war mit einem pH-Wert von 8,5 schwach alkalisch.

Zu einer Abweichung zwischen den Ergebnissen der einzelnen Versuche und den versuchsübergreifenden Darstellungen kommt es, weil bei der versuchsübergreifenden Darstellung, innerhalb der statistischen Auswertung von SPSS, vorgeschlagene Ausreißer eliminiert wurden.

Wirkung von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost im Boden nach einer, drei und vier Vegetationsperioden (Vergleich der Endwerte):

Die Zugabe von Biokohleskompost und Kompost führt für alle Böden und für alle Versuchsarten bis auf wenige Ausnahmen zu einer langfristigen (nach 3 und 4 Vegetationsperioden) Steigerung der mikrobiellen Biomasse und der Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen. Offensichtlich führen die zugegebenen organischen Materialien auch noch nach mehreren Vegetationsperioden ausreichend Nährstoffe zu. Auch bei Flaig, et al. (2014) wurde nach 2 Jahren Versuchslaufzeit noch ein positiver Effekt von Kompost und Biokohlekompost auf die untersuchten Böden beschrieben.

Die Zugabe von Biokohle führt über die verschiedenen Laufzeiten zu einer nicht signifikanten Reduzierung der mikrobiellen Biomasse. Nach Thies, et al. (2015) haben der größte Teil der in dieser Veröffentlichung ausgewerteten Studien eine Steigerung der CO₂-Bildung ergeben, es gibt aber auch einige Studien die über hemmende Effekte der Biokohle auf die CO₂-Entwicklung berichten, sowie Studien die keinerlei Auswirkungen auf die CO₂-Bildung nachweisen konnten (vgl. Kapitel 3.4.2). (Kuzjakov, et al., 2009), (Streubel, et al., 2011), (Dempster, et al., 2012), (Maestrini, et al., 2014) zeigten ebenfalls nach einem anfänglichen Peak eine Reduzierung der CO₂-Entwicklung. Bei Flaig, et al. (2014) wurde nur im ersten Jahr eine höhere mikrobielle Biomasse nach Biokohlegabe beobachtet. Bei Jones et al. (2012) wurde die Bodenatmung, die Wachstumsrate von Bakterien und Pilzen und der mikrobielle Umsatz durch die Biokohle gesteigert, dabei wurden die höchsten Werte im zweiten Versuchsjahr erzielt, im dritten Jahr nahmen sie bereits wieder ab oder waren nicht mehr nachweisbar.

Die Biokohlezugabe führte für die nitrifizierenden Mikroorganismen je nach Versuch sowohl zu negativen als auch zu positiven Werten. Im Gefäßversuch 2011 mit dem Boden 1 wurde sowohl zu Beginn als auch am Ende der Versuche eine Zunahme der potentiellen Ammoniumoxidation gemessen. Im Gefäßversuch 2012 wurde kurz nach der Zugabe keine Veränderung ermittelt, nach Ablauf der Versuche eine signifikante Reduzierung. Im Parzellenversuch JKI wurde zunächst eine nicht signifikante Abnahme ermittelt nach Ablauf der Versuche eine Zunahme. Diese Ergebnisse hängen wahrscheinlich mit geringen Verschiebungen der chemisch-physikalischen Bodenparameter durch die BK in den verschiedenen Böden zusammen. Versuchsübergreifend ergibt sich tendenziell eine Reduzierung der Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen. Auch hier sind dieselben Gründe anzubringen wie schon bei der Kurzzeitwirkung aufgeführt.

Es fällt auf, dass kurz nach der Zugabe der Biokohle (siehe oben) eine Zunahme der mikrobiellen Biomasse ermittelt wurde, diese aber nicht anhaltend war, es sogar nach 1, 3 und 4 Vegetationsperioden zu einer geringfügigen Reduzierung der mikrobiellen Biomasse in den Böden kam, denen BK zugegeben wurde. Dieser zeitliche Effekt wurde auch bei Thies, et al. (2015) beschrieben. In dieser Arbeit wurden mehrere Studien hinsichtlich des zeitlichen Zusammenhangs ausgewertet. In Studien in denen die Atmung in den ersten 6 Monaten nach der Biokohlezugabe ermittelt wurde, zeigte sich eine Zunahme der Atmungsaktivität der Mikroorganismen. Wurde die Respiration später bestimmt zeigte sich eher eine Abnahme der Atmungsaktivität.

Dieser zeitliche Effekt kann damit erklärt werden, dass die positive Wirkung der Biokohle auf bestimmte chemische, chemisch-physikalische und physikalische Bodeneigenschaften, wie beispielsweise auf die Porosität, die maximale Wasserhaltekapazität und die Menge an pflanzenverfügbarem Wasser zu Beginn der Zugabe am größten ist und mit der Zeit abnimmt, weil sich beispielsweise Poren zusetzen oder für Mikroorganismen verwertbare Bioöle auf der Biokohleoberfläche verbraucht sind. Auch für Komposte waren beispielsweise bei Weber, et al. (2007)

signifikante Effekte auf die oben genannten Parameter nur kurze Zeit nach der Kompostapplikation nachweisbar.

Ein Vergleich der Wirkung von 25 Vol.-% Kompost und Biokohlekompost zeigt im Gefäßversuch nach 3 Vegetationsperioden, dass die mikrobielle Biomasse in den Böden mit Biokohlekompost geringer ist, als in den Böden mit Kompostzugabe. Das liegt wahrscheinlich an dem geringeren Anteil an verfügbarem Kohlenstoff im BK-Kompost, aufgrund der hohen Biokohlestabilität. Weiterhin kann die Biokohle die Kohlenstoffdynamik im Kompost beeinflussen, da sie lösliche organische Stoffe an ihrer Oberfläche anlagern kann und sie somit den Mikroorganismen nicht mehr als Futter zur Verfügung stehen (Thies, et al., 2015). Bei Flaig, et al. (2014) zeigte der Biokohlekompost im Boden Forchheim nach 2 Jahren signifikant höhere Werte als der Kompost. In dem Boden (March) waren nach 2 Jahren die Kohleeffekte kaum mehr nachweisbar. Der Grund für diesen Unterschied wurde in den Ausgangs-pH-Werten der Böden gesehen. Der Boden in Forchheim hatte zu Beginn der Untersuchungen einen relativ geringen pH-Wert von 5,4. Dieser konnte durch die Biokohleanwendung auch noch im zweiten Versuchsjahr angehoben werden. Der Boden in March hatte bereits einen hohen Ausgangs-pH-Wert von 7,3. Eine Verbesserung wurde hier nur durch die Zufuhr von leicht abbaubarem organischem Material erzielt.

Für die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen führt die Zugabe von 25 Vol.-% Biokohlekompost nach 3 VP zu höheren Werten als die Zugabe von reinem Kompost. Eine mögliche Erklärung ist, dass die Biokohle Nährstoffe (Ammonium) aus dem Kompost sorbiert und diese dann langsam wieder abgibt, so dass zum Ende der Versuchslaufzeiten mehr Nährstoffe im mit BK-Kompost behandelten Boden vorhanden sind, während sie im Boden mit Kompost bereits verbraucht oder möglicherweise ausgewaschen wurden.

Zur Untersuchung des Einflusses von Biokohle und Biokohlekompost auf die Bodenfauna wurde der Testorganismus *Eisenia fetida* ausgewählt. Bei dieser Art handelt es sich um einen Kompostwurm, der aufgrund seiner guten Züchtbarkeit und schnellen Vermehrung seit mehreren Jahrzehnten, als Standardtestorganismus bei ökotoxikologischen Bodenuntersuchungen (Hund-Rinke, Römbke, Riepert, & Achazi, 2000) eingesetzt wird. Die Wirkung der verschiedenen Zugabevarianten auf den Kompostwurm *Eisenia fetida* wurde nach 4 Vegetationsperioden untersucht. Dabei hatten die Würmer die Wahl sich im Boden ohne Zugabe oder im Boden mit Zugabe von Biokohle, Kompost oder Biokohlekompost aufzuhalten. Es zeigte sich, dass die Würmer die Seite des Testgefäßes bevorzugten der Boden mit Biokohle, Kompost oder Biokohlekompost zugegeben wurde. Es wird daher deutlich, dass für den Kompostwurm bei der Wahl seines Aufenthaltsortes/Lebensraumes das Vorhandensein von organischem Material ausschlaggebend ist. Oehmichen, et al. (1996) geben an, dass für die Zahl der Regenwürmer im Boden neben der Bodenbearbeitung besonders die Humuswirtschaft von Bedeutung ist. So wurde in dieser Studie durch die Kompostzufuhr die Zahl der Regenwürmer erheblich gesteigert. Auch Sahin (1989), Kromp, et al. (1995) und Reinken (1987) beobachteten mit steigenden Kompostgaben eine steigende Anzahl der Regenwürmer pro Quadratmeter. Allerdings werden nicht alle Regenwurmarten im Boden durch Kompostgaben gleich gefördert, so dass es bei einer Kompostapplikation zu einer Verschiebung der Arten im Boden kommt (Fuchs, et al., 2003).

Die Wirkung von Kompostgaben auf Regenwürmer wird in der Literatur durchgehend als positiv beschrieben. Dagegen führt die Zugabe von reiner Biokohle zum Boden zu verschiedenen Effekten auf die untersuchten Regenwurmarten (Ameloot, et al., 2013); (Noguera, et al., 2010), (Lehmann, et al., 2011), (Weyers, et al., 2011). Die Eigenschaften der Biokohle, die Eigenschaften des Bodens und die verwendete Regenwurmart waren dabei ausschlaggebend für die Wirkung der verwendeten Biokohle.

Besonders der pH-Wert, die Feuchte und der Gehalt an bestimmten Schadstoffen sind neben der ausgebrachten Biokohlemenge bedeutende Einflussfaktoren. Insgesamt ist nach dem Abklingen kurzfristiger Wirkungen in den meisten Studien keine anhaltende Wirkung auf die Regenwürmer zu beobachten (Weyers, et al., 2011).

Das in dieser Arbeit erzielte Ergebnis zeigt, dass von den untersuchten Materialien keine schädlichen Wirkungen für den Testorganismus ausgehen, bzw. dass die Vorteile (Nahrungsangebot) eventuelle Nachteile überwiegen. Dieses ist besonders für den Einsatz reiner Biokohle von Bedeutung, da sie unverdünnt angewendet ein höheres Schadstoffpotential enthalten kann. Auch in der Arbeit von Busch, et al. (2012) wurde der Regenwurmfluchttest angewendet um potentiell toxische Effekte der Biokohle zu überprüfen. Die Ergebnisse zeigen, dass die getesteten Pyrolysekohlen aus Erdnusschalen keine negativen Effekte auf den Kompostwurm hatten, vielmehr wurde in drei von vier Testläufen eine Bevorzugung der Biokohleseite nachgewiesen.

Bei einem direkten Vergleich von Boden + Kompost und Boden + Biokohlekompost zeigte sich, dass beide Varianten für *Eisenia fetida* ähnlich attraktiv waren.

Es stellt sich die Frage, ob bei einer direkten Gegenüberstellung von Boden + BK und Boden + Kompost oder Boden + Biokohlekompost ein ähnliches Resultat erzielt wird. Weitere Untersuchungen in dieser Richtung wären sinnvoll und interessant. Trupiano, et al. (2017) führten dahingehend Untersuchungen durch und fanden heraus, dass die von ihnen verwendete Biokohle und der Komposts keine negativen Effekte auf *Lumbricus terrestris* L. zeigten, vielmehr bevorzugte der Regenwurm die Biokohle.

Zeitliche Entwicklung der mikrobiellen Parameter

Werden die Ergebnisse der einzelnen Versuche betrachtet ergeben sich für die Böden ohne Zugaben häufig geringfügige Steigerungen der mikrobiellen Biomasse und der Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen im Versuchsverlauf. Dieses kann auf die Wirkung der Düngung und der durch Pflanzrückstände zugeführten organischen Substanz zurückgeführt werden.

Für die Böden denen Biokohle zugegeben wurde, zeigt sich für die Mehrzahl der Versuche eine Reduzierung der mikrobiellen Biomasse und eine geringe Steigerung der potentiellen Ammoniumoxidation über die Versuchslaufzeiten. Die Verringerung der mikrobiellen Biomasse über die Laufzeit der verschiedenen Versuche ist mit dem Abbau des organischen Materials zu erklären. Die Steigerung der Nitrifikationsaktivität über die Zeit deutet darauf hin, dass positive Wirkungen der Biokohle für die Nitrifikanten möglicherweise erst mit der Zeit entwickelt werden, bzw. zu Beginn negative Effekte wieder aufgehoben bzw. reduziert werden. Beispielsweise ist es denkbar, dass an der Biokohle adsorbierte Nährstoffe, wie beispielsweise Ammonium mit der Zeit wieder verfügbar werden (Resorption). Dieses könnte durch eine Änderung der Oberflächenladung der Biokohle bei zunehmender Oxidation ihrer Oberfläche geschehen. In Haubold-Rosar, et al. (2016) ist beschrieben, dass die negative Ladung der Biokohle mit zunehmender Alterung zunimmt, so dass es denkbar ist, dass höherwertige Kationen das Ammonium verdrängen.

Neben den bereits weiter oben aufgeführten Studien von Dempster, et al. (2012) und (2011) wurde beispielsweise auch bei Clough, et al. (2010) beschrieben, dass Biokohle den Stickstoffkreislauf im Boden durch Veränderung der Nitrifikation und Ammonium- und Ammoniakadsorption durch Erhöhung der Kationenaustauschkapazität beeinflusst.

Andere durchgeführte Studien dazu beziehen sich auf Waldböden und den Einfluss von Holzkohle auf diese Böden, die aus Waldbränden herrührte (DeLuca 2006, (De Boer, et al., 2001), (Ball, et al., 2010).

In den erwähnten Studien traten positive Auswirkungen der Holzkohle auf die Nitrifikation auf. Bei Ball, et al. (2010) wurde beispielsweise beschrieben, dass der Boden mit höheren Holzkohlegehalten aus einem 12 Jahre zurückliegenden Waldbrand höhere Nitrifikationsraten aufweist als der Boden bei dem das Feuer mehr als 75 Jahre zurücklag und dementsprechend geringere Holzkohlegehalte zeigte. In den aufgeführten Studien beschriebene Ursachen sind neben pH-Wert Änderungen (De Boer & Kowalchuk, 2001)) auch die Adsorption organischer Stoffe an der Holzkohle die negative Effekte auf die Nitrifikation haben könnten (DeLuca T. , MacKenzie, Gundale, & Holben, 2006).

Sowohl die Zugabe von Kompost als auch von Biokohlekompost führt zu Reduzierungen der mikrobiellen Biomasse über die Versuchszeit aus den schon bei der Biokohlezugabe genannten Gründen. Werden die Ergebnisse der einzelnen Versuche betrachtet lässt sich für die potentielle Ammoniumoxidation keine eindeutige Aussage treffen da mal eine Steigerung mal eine Verringerung der Nitrifikationsaktivität beobachtet werden kann. Bei einer versuchsübergreifenden Betrachtung ergibt sich eine geringfügige nicht signifikante Zunahme dieses Parameters.

Zugabemenge – Biokohlekompost

Eine Steigerung der applizierten Biokohlekompostmenge führt für alle untersuchten Böden im Parzellenversuch und im Gefäßversuch i.d.R. zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse und potentiellen Ammoniumoxidation. Je mehr leicht verfügbare Kohlenstoff- und Stickstoffquellen vorhanden sind, umso höher ist auch die mikrobielle Aktivität. Solche Effekte wurden in der Literatur häufig auch für die Zugabe von reinem Kompost in Böden beobachtet. Arslan, et al. (2008) applizierten einem Boden 10 %, 20 % und 30 % Kompost. Je höher die Kompostgaben waren, umso mehr stieg die Anzahl an Bakterien, und Actinomyceten. Bei Overesch, et al. (2004) wurden auf zwei verschiedene Versuchsflächen zwei verschiedene Mengen an Kompost ausgebracht und jeweils mit einem Kontrollboden verglichen. Als Indikatoren für die Humusversorgung wurden u.a. die mikrobielle Biomasse (SIR) und die Basalatmung untersucht. Es zeigte sich, dass mit einer steigenden Zufuhr leicht zersetzbarer organischer Materials die Basalatmung (mikrobielle Aktivität) anstieg. Die mikrobielle Biomasse stieg ebenfalls, wenn auch weniger stark.

Durch die Erhöhung der Zugabemenge werden die chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Bodeneigenschaften verbessert, die mit der Zufuhr der organischen Substanz in Zusammenhang stehen. So erhöht sich z.B. die Porosität, die maximale Wasserhaltekapazität, die Menge an pflanzenverfügbarem Wasser und die Menge an pflanzenverfügbaren Nährstoffen wie Phosphor, Kalium und Magnesium (Weber, et al., 2007). Hartl, et al. (2002) und Giusquani, et al. (1995) konnten beispielsweise eine signifikante Beziehung zwischen der applizierten Kompostmenge den C_{org} -Gehalten im Boden und der KAK nachweisen. Durch die Verbesserung der abiotischen Umwelt/Lebensbedingungen der Mikroorganismen kommt es auch zu Verbesserungen diverser biologischer Parameter.

Zugabemenge – Biokohle

Die Wirkung der eingebrachten Menge an Biokohle wurde mit einer Steigerung von 15 auf 30 Vol.-% BK im Biokohlekompost in den Gefäßversuchen 2011 und 2012 untersucht. Im Gefäßversuch 11 wurden 10 Vol.-% BKS und 50 Vol.-% BKS in die Böden eingebracht. Im Parzellenversuch 25 Vol.-%. Die Veränderung der BK-Menge führt für die mikrobielle Biomasse zu keinem eindeutigen Ergebnis.

Bei Rademacher (2018) wurden verschiedene chemische, chemisch-physikalische und physikalische Parameter der gleichen, auch für diese Arbeit verwendeten Substrate (BKS 15 und BKS 30) untersucht.

Die höhere Biokohlemenge (Steigerung von 15 auf 30 % BK im Substrat) führte zu einem höheren C_{org} -Gehalt, einem weiteren C/N Verhältnis und einem niedrigeren N- und P-Gehalt. Für alle weiteren untersuchten Parameter zeigte die höhere BK-Menge keine Vorteilswirkung. Die Stärke der veränderten Parameter scheint auf die mikrobielle Biomasse keinen großen Einfluss zu haben, da Kohle sich zu einem großen Teil aus für Mikroorganismen nicht sofort verfügbaren Kohlenstoffquellen zusammensetzt und deshalb eine höhere BK-Menge nicht zu deutlich mehr Nahrungsangebot für die Mikroorganismen führt.

Für die potentielle Ammoniumoxidation wurden zu Beginn und am Ende der Untersuchungen durch eine höhere BK-Menge im Kompost i. d. R. niedrigere Aktivitätswerte bestimmt. Die Nitrifizierer reagieren möglicherweise auf geringere Ammoniumgehalte, die durch die Sorption von Ammonium an die Biokohle verursacht wurde (Clough, et al., 2013), (Sarkhot, et al., 2013), (Tian, et al., 2016). Wie schon weiter oben im Text angesprochen, können auch Veränderungen der physikalischen Umwelt die Nitrifizierer beeinflussen, so dass eine höhere BK-Menge zu stärkeren negativen Wirkungen auf die Nitrifizierer führt, beispielsweise durch eine Anhebung des pH-Werts über den tolerierbaren Bereich.

Bodeneigenschaften

Die untersuchten Sandböden 1, 2, und 3 wiesen starke Ähnlichkeiten hinsichtlich ihrer chemisch-physikalischen Parameter auf, daher konnte für diese Variable kein Einfluss auf die Ergebnisse dargestellt werden. Interessant wären an dieser Stelle Untersuchungen mit unterschiedlichen Bodenarten.

In vielen Studien hat sich herausgestellt, dass die Ausgangsparameter eines Bodens einen entscheidenden Einfluss auf die Wirkung der Biokohle und des Biokohlekomposts haben. So wurde beispielsweise bei Flaig, et al. (2014) beobachtet, dass die Mikroorganismen eines Bodens dessen pH-Wert durch die Biokohle angehoben wurde, länger von der BK-Zugabe profitierten als die Mikroorganismen eines anderen Bodens bei dem der pH-Wert schon zu Beginn der Untersuchungen im neutralen Bereich lag.

Auch bei Pérez-Piqueres, et al. (2006) zeigte sich, dass die gleichen Zugaben zu verschiedenen Effekten in den zwei untersuchten Böden führten. Zudem haben Zugaben verschiedener Komposte zum selben Boden zu verschiedenen Effekten geführt. So führten die verwendeten Pilzkomposte zu einer signifikanten Steigerung der Basalatmung im Tonboden und im Sand-Schluff-Boden, der Grünschnittkompost dagegen hatte keinen Effekt auf den Ton-Boden aber einen signifikanten Effekt (Anstieg) auf den Sand-Schluff-Boden. Die substratinduzierte Atmung wurde durch Zugabe der Pilzkomposte signifikant gesteigert, der Grünschnittkompost führte in beiden Böden zu keiner Steigerung der substratinduzierten Atmung.

Es zeigt sich also auch, dass neben den Bodeneigenschaften die Qualität des Materials eine entscheidende Rolle für die Entwicklung der biologischen Parameter spielt. Beispielsweise kann Grünschnittkompost welcher hauptsächlich aus schwerer abbaubarem Pflanzenmaterial besteht eher als eine Langzeit-Quelle an Nährstoffen für Mikroorganismen angesehen werden (Pérez-Piqueres, et al. 2006).

In der Dissertation von Rademacher (2018) wurde die Wirkung von Biokohle und Biokohlesubstraten auf verschiedene chemische, chemisch physikalische und physikalische Parameter untersucht, u.a. Rohdichte, Porenvolumen, nutzbare Feldkapazität, pH-Wert, div. Nährstoffe (gesamt und pflanzenverfügbar). Es zeigt sich, dass die Zusammensetzung der BKS und deren Parameter sowie der Ausgangszustand eines Bodens eine entscheidende Rolle für die Ergebnisse spielen. Beispielsweise wurde die nutzbare Feldkapazität nur erhöht wenn der Boden eine geringe Feldkapazität aufwies, war

bereits eine hohe Feldkapazität da, gab es kaum Effekte. Auch beim pH-Wert verhielt es sich so: wenn der Ausgangs-pH-Wert niedrig war wurde er angehoben, ansonsten kam es zu keiner Veränderung.

Mittlerweile wurde in vielen Arbeiten bestätigt, dass Biokohle und Biokohlekomposte am besten in nährstoffarmen, sandigen Böden wirken (Haubold-Rosar, et al. 2016), (Terytze, et al. 2015).

Einfluss der chemisch-physikalischen Eigenschaften auf die Ergebnisse der biologischen Tests

Die Mikroorganismen werden maßgeblich von ihrer abiotischen Umgebung geprägt. Besonders wichtig ist die Verfügbarkeit der organischen Substanz, der pH-Wert, eine ausreichende Feuchte und die Sauerstoffversorgung. Die Sauerstoffversorgung wird maßgeblich beeinflusst von der Packung des Materials, so kann die Rohdichte eine Aussage darüber geben ob ein guter Luftaustausch möglich ist oder nicht.

In dieser Arbeit wurden durch die Zugabe von Biokohle, Kompost und Biokohlekompost für die Mikroorganismen wichtige Parameter verbessert. Der Kohlenstoffgehalt, die organische Substanz wurden erhöht, die Rohdichte verringert. Dadurch stehen den Organismen mehr Nährstoffe zur Verfügung und sie sind durch die lockere Packung besser mit Sauerstoff versorgt. In diversen wissenschaftlichen Arbeiten sowie in gängigen landwirtschaftlichen und bodenkundlichen Lehrbüchern wurde schon über eine Verbesserung wichtiger Bodenparameter durch die Zugabe organischer Materialien berichtet (Blume H. P., 1989), (Blume H.-P. , 2004). Insbesondere werden die organische Substanz und der Nährstoffgehalt erhöht (u.a. (Stevenson, 1994), (Kögel-Kabner, et al. 1996); (Leifeld et al. 1996), (Weber, et al., 2007), (Overesch, 2004). Gerade auf Sandböden kann die Zufuhr von organischer Substanz eine Verbesserung der Bodenstruktur erzielen (Hartmann, 2002) Durch eine Verbesserung der Bodenstruktur erhöht sich außerdem die Wasserhaltekapazität und –infiltration sowie der Luftaustausch bzw. die Sauerstoffversorgung eines Bodens (Bertoldi, Vallini, & Pera, 1983)

Durch die dargestellten Veränderungen in der abiotischen Umwelt der Bodenorganismen kommt es zu Veränderungen ihrer Diversität, Häufigkeit und Aktivität. In dieser Arbeit hat sich herausgestellt, dass der entscheidende Parameter für die mikrobielle Aktivität (mikrobielle Biomasse und Nitrifikation) aber auch für den Kompostwurm die Höhe der organischen Substanz im Boden war. Eine steigende organische Substanz ging mit einer steigenden mikrobiellen Biomasse und einer steigenden Nitrifikationsaktivität einher. Auch bei Flaig, et al. (2014) wurde durch die Aufbringung von Biokohlekompost an beiden untersuchten Standorten eine Förderung von 10-20% über den jeweiligen Kontrollen ohne Kohle ermittelt. Dieses wurde ebenfalls auf die Anhebung des organischen Kohlenstoffs zurückgeführt, wie auch auf eine Anhebung des pH-Werts. Bei Overesch, et al. (2004) wurde durch die Aufbringung von reinem Kompost ein Anstieg der mikrobiellen Aktivität erzielt. Begründet würde dieses ebenfalls mit der Zufuhr leicht zersetzbarer organischer Substanz aus dem Kompost und der Abnahme der Bodenacidität. Da die mikrobielle Biomasse in dieser Arbeit weniger stark anstieg als die Basalatmung war der metabolische Quotient bei der Kompostdüngung erhöht. Der metabolische Quotient spiegelt die Effizienz der Substratnutzung wieder, er zeigt erhöhte Werte bei ungünstigen Lebensbedingungen der Mikroorganismen, aber auch bei hoher Substratverfügbarkeit (Dilly, et al. 2001). Auch Mohr, et al. (2002) schlossen aus ähnlichen Ergebnissen von Untersuchungen an Waldböden, dass ein erhöhter metabolischer Quotient als Indikator für ein hohes Angebot an leicht verfügbarem Substrat anzusehen ist. Das heißt nicht nur unter Belastung sondern auch bei hoher C-Verfügbarkeit kann es zu einer ineffizienten Substratnutzung durch die Mikroorganismen und damit zu einem erhöhten metabolischen Quotienten kommen (Dilly, et al. 2001).

Während in dieser Arbeit ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Höhe der organischen Substanz /dem Kohlenstoffgehalt und der mikrobiellen Biomasse (SIR) nachweisbar war, zeigten alle anderen untersuchten Parameter wie z.B. die Rohdichte, der Salzgehalt, der pH-Wert diesen eindeutigen Zusammenhang nicht. Die Feuchte spielt für diese Bewertung keine Rolle, da die Böden vor den Tests auf einen Wassergehalt von 55 % eingestellt wurden. Da keine negativen Effekte auf die mikrobielle Atmung und Biomasse nachweisbar waren, zeigt sich das offensichtlich alle Parameter im tolerierbaren Bereich für die aeroben Mikroorganismen lagen.

Insgesamt ergaben die Untersuchungen, dass die eingesetzten Biokohlekomposte in den ausgebrachten Mengen keine schädlichen Auswirkungen auf die verwendeten Testorganismen haben. Besonders hervorzuheben ist, dass auch noch nach vier Versuchsjahren eine Förderung des mikrobiellen Bodenlebens (mikrobielle Biomasse, nitrifizierende Mikroorganismen) durch die Kompost- und Biokohlekompostzugabe beobachtet werden kann. Zudem wurde eine Bevorzugung von Böden mit Zugabe dieser Materialien im Vergleich zum unbehandelten Boden durch *Eisenia fetida* festgestellt. Somit wird eindeutig gezeigt, dass Biokohlekomposte eine Langzeitwirkung im Hinblick auf die Verbesserung der Bodenqualität haben.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Durch die steigende Weltbevölkerung werden ernsthafte Umweltprobleme hervorgerufen. Besonders die Bodendegradation wird das Nahrungsangebot reduzieren und zu einem Wettbewerb um kultivierbare, nährstoffreiche Böden führen. Weiterhin wird der Klimawandel dazu beitragen, dass die Sommer trockener werden. Eine Möglichkeit, diesen Herausforderungen zu begegnen, ist die Anwendung von Komposten in der Landwirtschaft (Overesch, et al. (2004)). Komposte erhöhen die organische Substanz und die Nährstoffversorgung von Böden und damit deren Fruchtbarkeit. Sie wirken sich positiv auf Wasserhaltekapazität und Sauerstoffversorgung von Böden aus. Die Biokohleanwendung führt ebenfalls zu einer Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit, da sie Nährstoffe gut speichern und zudem große Mengen Wasser in ihrem Porenraum aufnehmen kann. Zusätzlich führt sie aufgrund einer erhöhten Kohlenstoffspeicherung im Boden zu positiven Effekten hinsichtlich des Klimawandels. Dennoch stellt die Biokohle selbst keine große Nährstoffquelle da. Daher werden Biokohle und Komposte am besten gemischt angewendet (Liu, et al., 2012). Für die Bewertung der Qualität von Komposten gibt es einige chemische, chemisch-physikalische und physikalische sowie biologische Qualitätskriterien, die sicherstellen sollen, dass ihre Anwendung im Boden nicht zu negativen Effekten führt (z.B. Schadstoffgehalte, Phytopathogene) (BBodSchV, 1999), (BGK, 2006). Biologische Tests haben den chemisch-physikalischen Tests voraus, dass sie sowohl additive, synergistische und antagonistische Effekte aller Eigenschaften eines Materials erfassen.

Für Biokohlekomposte gibt es bislang keine biologischen Qualitätskriterien. Die vorliegende Dissertation setzte sich zum Ziel, diese Lücke zu schließen.

Im ersten Teilvorhaben der vorliegenden Dissertation wurden verschiedene Komposte und Biokohlekomposte untersucht. Es wurde geprüft, welchen Einfluss die Biokohle auf ausgewählte chemische, chemisch-physikalische und physikalische sowie im speziellen auf die biologischen Parameter (mikrobielle Aktivität, potentielle Ammoniumoxidation, das Verhalten von Kompostwürmern und die Keimung von Kresse und Chinakohl und die Detektion phytotoxischer Gase im Kresstest) im Kompost hat. Zusätzlich wurde untersucht, welchen Einfluss die Menge der eingesetzten Biokohle, die Zugabe anderer Inputstoffe (beispielsweise Mist oder Urin) und die Lagerung sowie das Herstellungsverfahren auf die Ergebnisse der biologischen Tests haben. Die ermittelten Ergebnisse dienen unter Einbeziehung von Referenzwerten der Ableitung von biologischen Qualitätskriterien.

In allen Versuchen führte die Biokohle zu einer Erhöhung des Gesamtkohlenstoffgehalts und zu einer Verringerung der Rohdichte. Zur Beurteilung der **chemisch-physikalischen Kompostqualität** wurde auf die Wertespannen der BGK zurückgegriffen. Es zeigt sich, dass die Biokohle zu einer Verbesserung der Komposteigenschaften führt. Für die löslichen Nährstoffe konnte je nach den Eigenschaften des Ausgangskomposts und der Ausgangsbiokohle eine Verbesserung oder eine Verschlechterung beobachtet werden. Häufiger kam es aber aufgrund der sorptiven Eigenschaften der Biokohle zu einer Verringerung der verfügbaren Nährstoffe. Ab einer Einmischung von 40 % BK in den Kompost wurde in den Versuchen eine deutliche Reduzierung der Kompostqualität (pH-Wert, Salzgehalt, Magnesium) ermittelt. Die Ergebnisse der Versuche zu steigenden Biokohlemengen zeigen, dass das Optimum bei ungefähr 30 % BK-Zugabe zum Kompost liegt.

Die Versuche zu unterschiedlichen Inputstoffen zeigen, dass mit Hilfe der Biokohle eine deutliche Erhöhung des Gesamtkohlenstoffs erzielt wird, eine Verbesserung hinsichtlich der löslichen Nährstoffe erhält man durch die Zugabe nährstoffreicher Materialien wie Mist oder Urin.

In den Versuchen wurden je nach eingesetzter Biokohle, eingesetztem Kompost und in Abhängigkeit der BK-Menge unterschiedliche Ergebnisse für die mikrobiellen Parameter erzielt.

Eine Menge von 10 - 15 % Biokohle führte für die **mikrobielle Biomasse** in zwei von drei Versuchen nur zu geringen Unterschieden zwischen Kompost und Biokohlekompost. Diese BK-Menge führte zu einer geringfügig höheren Basalatmung und mikrobiellen Biomasse in den Komposten. Der Grund für die Erhöhung ist, die auf der Biokohleoberfläche angelagerten Bioöle/Pyrolysekondensate, die von den Mikroorganismen verwertet werden können. Bei hohen BK-Gaben über 30 % treten deutliche Effekte auf. Es kam zu einer Reduzierung der mikrobiellen Biomasse. In einem Versuch zeigte sich allerdings schon eine Reduzierung der mikrobiellen Biomasse bei sehr niedrigen Zugaben ab 1 % Biokohle. Möglicherweise hat die in diesem Versuch eingesetzte Biokohle andere Eigenschaften (z.B. hinsichtlich des Oxidationsgrads), so dass keine Bioöle mehr auf der BK-Oberfläche vorhanden waren und es zusätzlich zu einer stärkeren Sorption von verfügbaren organischen Materialien an der Biokohle kam.

Die Aktivität **nitrifizierender Mikroorganismen** wird mit einer Zugabe von 15 % Biokohle im Versuch Kompost vs. Biokohlekompost tendenziell geringer. Eine mögliche Erklärung ist, dass Ammonium an der Biokohle adsorbiert und für die Nitrifizierer nicht mehr verfügbar ist. Im Versuch zu steigenden BK-Mengen wurde für die potentielle Ammoniumoxidation eine signifikante Förderung ermittelt. Erst bei hohen BK-Gaben über 40 % bzw. 50 % trat eine deutliche Reduzierung der potentiellen Ammoniumoxidation auf.

Die Bioverfügbarkeit von sorbierten Stoffen (Kohlenstoffverbindungen, Ammonium) scheint das wesentliche Kriterium zu sein, ob trotz Sorption eine Hemmung oder Förderung der mikrobiellen Aktivität auftritt. Die Bioverfügbarkeit eines Stoffes ist von verschiedenen Faktoren, wie den Eigenschaften des Stoffes, den Bodeneigenschaften, den biologischen Charakteristika der Organismen und auch dem Klima abhängig. Die Biokohle verkompliziert dieses System weiter. Unter welchen Bedingungen das an der Biokohle sorbierte Ammonium verfügbar ist oder auch nicht bzw. welche Mechanismen bei der Sorption eine Rolle spielen, sollte Gegenstand weiterer Untersuchungen sein. Insbesondere ist die Diversität der Biokohlen in Abhängigkeit ihrer Inputmaterialien, Pyrolysebedingungen und ihres Alters (Oxidationsgrad) zu berücksichtigen.

Für BK-Mengen von 15 % wurden wie oben dargestellt häufig keine deutlichen Effekte auf die Mikroorganismen festgestellt, dagegen zeigen sich zwischen den einzelnen Komposten und Biokohlekomposten signifikante Unterschiede, die sich aus verschiedenen Inputmaterialien und Prozessabläufen ergeben.

Während der Lagerung von Komposten und Biokohlekomposten zeigt die Biokohle einen positiven Effekt. Für Biokohlekomposte kommt es zu einer geringeren Reduzierung des Gesamtkohlenstoffgehalts, welches sich auch in einer geringeren Reduzierung der mikrobiellen Aktivität widerspiegelt.

Ein signifikanter Einfluss der Biokohle auf die **Keimung und frühe Pflanzenentwicklung** von Kresse und Chinakohl wurde nicht festgestellt. Eine Pflanzenunverträglichkeit wurde aber bei der 100 % Biokohle-Variante ermittelt. Möglicherweise zeigen die Pflanzen auch bei höheren Biokohlemengen von 40 % und 50 % keine deutlichen Effekte, weil die hohen Nährstoffgehalte des Komposts die Biokohleeffekte verdecken.

Bei der direkten Gegenüberstellung von Komposten und Biokohlekomposten im **Regenwurmfluchttest** zeigt sich eine signifikante Bevorzugung von Komposten ohne Biokohle. Ursache dafür ist möglicherweise der geringere Nährwert der Biokohle oder auch eine Veränderung der Textur des Komposts durch die Biokohle.

In den meisten Versuchsansätzen zeigen die Komposte und Biokohlekomposte (bis 40 % BK) hinsichtlich der untersuchten biologischen Parameter keine großen Abweichungen voneinander. Der Grund sind die bereits sehr positiven Eigenschaften der Komposte (hohe Nährstoffgehalte, hohe Wasserspeicherkapazität, geringe Rohdichte → gute Sauerstoffversorgung) so dass die Effekte der Biokohle überdeckt werden. Für Komposte und Biokohlekomposte konnten daher gemeinsame Qualitätskriterien ermittelt werden. Für die eingesetzten Tests wurden nach dem Vorbild der Bundesgütegemeinschaft Kompost Wertebereiche ermittelt, innerhalb derer 75 % aller ermittelten Werte liegen. Da der Ist-Zustand noch keine Bewertung als positiv oder negativ zulässt, musste ein Beurteilungsmaßstab bzw. eine Referenz herangezogen werden, welcher einen guten ökologischen Zustand definiert. Abweichungen von dieser Referenz konnten dann als positiv oder negativ bewertet werden. Als Referenz dienten in dieser Arbeit zwei Komposte und zwei Biokohlekomposte externer Produzenten, die nachweislich eine gute Qualität aufwiesen. Aufgrund unterschiedlicher Anwendungsziele und einer hohen Diversität von Kompost- und Biokohleeigenschaften stellen die abgeleiteten Wertespanssen keine festen Größen dar, sondern dienen der Einordnung und Orientierung.

Folgende Wertebereiche bzw. Wertegrenzen wurden vorgeschlagen:

Testparameter	vorgeschlagene/r Wertegrenze/ -bereich
Basalatmung:	8,3 – 17,7 mg O ₂ /kg-1*h-1
Mikrobielle Biomasse:	80 – 148 mg/100g TS
Metabolischer Quotient:	0,007 – 0,013
Nitrifikation:	62– 183 ng/g TS/min
Regenwurmfluchttest:	4 – 10 Würmer
Kressetest (phytotoxische Gase):	> 95 % Biomasse (FS)
Kressetest (Pflanzenverträglichkeit):	> 29 mm Wurzellänge
Chinakohltest (Pflanzenverträglichkeit):	> 60 % Biomasse (FS)

Bei der Anwendung der abgeleiteten Wertespanssen auf die eigenen Materialien zeigt sich, dass viele der produzierten Komposte/Biokohlekomposte geringe mikrobielle Aktivitäten aufweisen. Die Höhe der mikrobiellen Aktivität erlaubt allerdings nur eine Einteilung in reife und unreife Materialien, nicht aber in „gut“ oder „schlecht“, denn beide Reifegrade dienen unterschiedlichen Anwendungszwecken. Der Düngeeffekt reifer Komposte mit geringen mikrobiellen Aktivitäten und die Eignung zum Humusaufbau in Böden sind geringer als bei frischen Komposten mit hohen mikrobiellen Aktivitäten, allerdings eignen sich reife gelagerte Komposte für die Anzucht junger Pflanzen, da die Keimlinge zum Wachsen niedrigere Nährstoffgehalte und Salzgehalte benötigen. Fast alle hergestellten Ansätze erfüllen die Qualitätskriterien der durchgeführten Pflanzenverträglichkeitstests zur Keimung und zum frühen Wachstum der Testpflanzen, lediglich die reinen Biokohlen und aktivierten Biokohlen sind nicht pflanzenverträglich. Beim Regenwurmfluchttest werden in der Regel die Qualitätskriterien erreicht. Eine grundsätzliche Aussage lässt sich aber aufgrund der geringen Testzahl für diesen Parameter nicht treffen.

Wichtig zur Beurteilung der Qualität eines Kompost oder Biokohlekomposts ist die Kenntnis über die Gesamtheit seiner Eigenschaften. Richtwerte geben die chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Parameter (z.B. pH-Wert, Nährstoffgehalt, Gehalt an Schwermetallen, Salzgehalt). Eine Aussage wie alle diese Parameter dann letztendlich auf Pflanzen und Bodenorganismen wirken, können aber nur die Ergebnisse der biologischen Testverfahren geben. Diese stellen damit eine wichtige und sinnvolle Ergänzung zur chemisch-physikalischen Analytik dar. Zusätzlich darf die Einschätzung der chemisch/physikalischen und biologischen Qualität eines Komposts/Biokohlekomposts nie das Anwendungsziel außer Acht lassen. So kann beispielsweise ein unreifer Kompost mit hohen Nährstoffgehalten und einer hohen mikrobiellen Aktivität dem Boden mehr Nährstoffe zuführen und zum Humusaufbau beitragen, gleichzeitig ist dieser aber ungeeignet zur Anzucht junger Pflanzen. Auch Komposte und Biokohlekomposte, die für spezielle Zwecke hergestellt wurden, beispielsweise die Schwefelkomposte als Torfersatz (Ansäuerungsversuche) werden bestimmte Qualitätskriterien nicht einhalten, da das „negative Merkmal“ (z.B. der niedrige pH-Wert) hier gewünscht ist.

Im zweiten Teilvorhaben wurde untersucht, ob positive Kompost-/Biokohlekomposteigenschaften auch zu positiven Ergebnissen auf die Lebensraumfunktion im Boden führen. Dafür wurden Gefäßversuche und Parzellenversuche mit unterschiedlichen Biokohlekomposten, Biokohlekompost-Mengen (10, 25, 50 Vol. %), BK-Mengen (15 und 30 %) im Kompost und mit unterschiedlichen Böden (3 Sandböden) durchgeführt. Zusätzlich wurden Vergleichsvarianten mit reinem Kompost und reiner Biokohle hergestellt. Neben bestimmten chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Parametern wurde die mikrobielle Biomasse auf Grundlage der substratinduzierten Atmung, die potentielle Ammoniumoxidation und der Regenwurmfluchttest durchgeführt. Im Ergebnis wurde festgestellt, dass die Zugabevarianten Biokohle, Kompost und Biokohlekompost sowohl kurz nach der Zugabe als auch bei Messung am Ende der Versuchslaufzeit zu einer Erhöhung der organischen Substanz, des pH-Werts, der WHK_{max} und des Salzgehalts führen. Die Rohdichte wurde für alle Zugabevarianten nicht nur kurzzeitig sondern auch langfristig verringert. Die positiven Veränderungen der chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Parameter spiegeln sich auch in den Ergebnissen der biologischen Tests wieder: Kompost und Biokohlekompost führen durch die Erhöhung des Nahrungsangebots für die Mikroorganismen sowohl kurz nach ihrer Zugabe als auch nach Ablauf der Versuchslaufzeiten zu einer Steigerung der mikrobiellen Biomasse und potentiellen Ammoniumoxidation. Die reine Biokohle zeigt keine signifikante kurzfristige und langfristige Wirkung auf die mikrobielle Biomasse. Für die Aktivität von nitrifizierenden Mikroorganismen kommt es gleich nach der Biokohle-Zugabe zu einer anhaltenden Reduzierung. Der Grund dafür liegt wahrscheinlich in der Herabsetzung der Bioverfügbarkeit des Ammoniums, welches an der Biokohle sorbiert. Der Kompostwurm *Eisenia fetida* bevorzugt die Seite des Testgefäßes mit dem Boden dem organischen Material zugesetzt war, es war dabei unerheblich ob es sich um Biokohle, Kompost oder Biokohlekompost handelte.

Über die Versuchslaufzeit kam bedingt durch den Abbau leicht verfügbarer Kohlenstoffverbindungen aus den zugebenen organischen Materialien wie Biokohle, Kompost und Biokohlekompost zum Boden meistens zu einer Reduzierung der mikrobiellen Biomasse. Die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen nimmt dagegen in allen Böden zum Versuchsende leicht zu. Dieser Effekt ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass das sorbierte Ammonium mit der Zeit wieder bioverfügbar wird. Welche Prozesse dabei eine Rolle spielen ist in weiteren Untersuchungen zu klären.

Eine Steigerung der Biokohlekompostmenge führt meistens zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse und potentiellen Ammoniumoxidation. Insgesamt zeigte sich, dass die Menge des zugegebenen Biokohlekomposts den stärksten Einfluss auf die Höhe der mikrobiellen Parameter ausübt.

Wird die Menge an Biokohle im Kompost erhöht, zeigt sich für die mikrobielle Biomasse kein eindeutiges Ergebnis. Für die potentielle Ammoniumoxidation wurden zu Beginn und am Ende der Untersuchungen durch eine höhere BK-Menge im Kompost häufig niedrigere Aktivitätswerte bestimmt. Auch hier ist die Sorption von Ammonium an der Biokohleoberfläche die Ursache.

Da die untersuchten Böden starke Ähnlichkeiten hinsichtlich ihrer chemischen, chemisch-physikalischen und physikalischen Parameter aufwiesen, daher konnte ein Einfluss der Bodeneigenschaften auf die Ergebnisse nicht hinreichend nachgewiesen werden.

Die eingesetzten Biokohlekomposte zeigen in den ausgebrachten Mengen keine schädlichen Wirkungen auf die verwendeten Testorganismen. Auch noch nach vier Versuchsjahren kann eine Förderung des mikrobiellen Bodenlebens (mikrobielle Biomasse, nitrifizierende Mikroorganismen) durch die Kompost- und Biokohlekompostzugabe beobachtet werden. Zudem zeigt *Eisenia fetida* eine Bevorzugung von Böden mit BK-Kompost oder Kompost im Vergleich zum unbehandelten Boden.

Werden die Ergebnisse der Kompost und der Biokohlekompostzugabe miteinander verglichen, zeigt sich für den Biokohlekompost eine geringere mikrobielle Biomasse als für den Kompost. Als Ursache hierfür ist die geringere Verfügbarkeit von Kohlenstoffquellen zu nennen. Für die potentielle Ammoniumoxidation gibt es kein deutliches Ergebnis. Für *Eisenia fetida* waren die Varianten Boden + Kompost und Boden + Biokohlekompost ähnlich attraktiv.

Die kohlespezifischen Wirkungen sind nicht klar von den Wirkungen des Komposts zu trennen. Da auch die reine Kompostanwendung ähnlich positive Ergebnisse erzielt wie die Anwendung von Biokohlekompost stellt sich die Frage, ob der finanzielle Mehraufwand von Biokohlekomposten gerechtfertigt ist. Der Mehrwert der zusätzlichen Biokohleanwendung wird sich erst dann zeigen, wenn der größte Teil des Komposts zersetzt ist. Biokohle wird aufgrund ihrer starken Sorption und hohen Porosität zum Teil die Funktionen von Dauerhumus erfüllen können, die Funktionen des Nährhumus kann sie nicht übernehmen. Für genaue Aussagen fehlen bislang Studien in gemäßigten Breiten, die über mehr als 4 Jahre liefen bzw. laufen. Dadurch können Langzeiteffekte der Biokohle, die insbesondere ihre Alterung und damit verbundene Änderung ihrer Oberflächeneigenschaften umfassen, kaum abgeschätzt werden.

Die hergestellten Komposte und Biokohlekomposte weisen im Allgemeinen eine gute chemisch-physikalische und biologische Qualität auf. Sie waren somit als Komponente zur Herstellung von gärtnerischen Substraten und zum Einsatz als Bodenverbesserungsmittel geeignet. Die Anwendung ausgewählter Komposte und Biokohlekomposte (mit bis zu 30 % BK) auf sandigen, nährstoffarmen Böden bestätigte diese Aussage. Es wurde festgestellt, dass durch die Verbesserung einiger chemisch-physikalischer Parameter auch die Lebensraumfunktion der untersuchten Böden positiv beeinflusst wurde. Auch noch nach 4 Jahren Versuchslaufzeit waren die mikrobiellen Aktivitäten höher und *Eisenia fetida* bevorzugt in den Böden mit Kompost bzw. BK-Kompost zu finden.

Insgesamt wurde durch das Einbringen von Biokohle und Biokohlekompost die mikrobielle Biomasse und die potentielle Ammoniumoxidation mal gehemmt und mal gefördert. In der Literatur finden sich

für beide Effekte Erklärungen. Es wird deutlich, dass eine wichtige Ursache für die Hemmung oder Förderung die Bioverfügbarkeit eines Stoffes, welcher an der Biokohle sorbiert ist, ist. Da sowohl bei den hier vorgestellten Untersuchungen, als auch in der Literatur unterschiedliche BK-Qualitäten und -Mengen eingesetzt wurden und auch andere Parameter (Böden, Freilandversuch vs., Laborversuch, etc.) variabel sind, fehlt ein tieferes Prozessverständnis. Daher besteht weiterer Forschungsbedarf zum Einfluss der Biokohle auf die Sorption von Nährstoffen und Kohlenstoffverbindungen und deren Bioverfügbarkeit unter variierenden Ausgangsbedingungen.

Hinsichtlich der abgeleiteten Wertespannen sind weitere Untersuchungen mit den gleichen Tests durchzuführen, um einer Verifizierung der Qualitätskriterien/Wertespannen auch für andere Biokohlen und andere Komposte vornehmen zu können.

6 Literaturverzeichnis

- Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., & Wessolek, G. (2013). Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma* 202, S. 183 - 191.
- Ameloot, N., Graber, E. R., Verheijen, F. G., & De Neve, S. (2013). Interactions between biochar and soil organisms: review and research needs. *European Journal of Soil Science* 64, S. 379 - 390.
- Amlinger, F., Peyr, S., Geszti, J., Dreher, P., Weinfurtner, K., & Nortcliff, S. (2006). *Evaluierung der nachhaltig positiven Wirkung von Kompost auf die Fruchtbarkeit und Produktivität von Böden. Literaturstudie*. Wien: Lebensministerium.
- Anderson, C. R., Condrón, L. M., Clough, T. J., Fiers, M., Stewart, A., Hill, R. A., & Sherlock, R. R. (2011). Biochar induced soil microbial community change: Implications for biogeochemical cycling of carbon, nitrogen and phosphorus. *Pedobiologica* 54, S. 309 - 320.
- Arslan, E. I., Öbek, E., Kirbag, S., İpek, U., & Topal, M. (2008). Determination of the Effect of Compost on Soil Microorganisms. *International Journal of Science and Technology* 3, S. 151 - 159.
- Asai, H., Samson, B. K., Stephan, H. M., Songyikhangsuthor, K., Homma, K., Kiyono, Y., Horie, T. (2009). Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Research* 111, S. 81 - 84.
- Atkinson, C. J., Fitzgerald, J. D., & Hipsley, N. A. (2010). Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant and Soil* 337, S. 1-18.
- Ball, P. N., MacKenzie, M. D., DeLuca, T. H., & Holben, W. E. (2010). Wildfire and Charcoal Enhance Nitrification and Ammonium-Oxidizing Bacterial Abundance in Dry Montane Forest Soils. *Journal of Environmental Quality*.
- Barrow, C. J. (2012). Biochar: Potential for countering land degradation and for improving agriculture. *Applied Geography* 34, S. 21-28.
- Basso, A. S., Miguez, F. E., Laird, D. A., Horton, R., & Westgate, M. (2013). Assessing potential of biochar for increasing water-holding capacity of sandy soils. *GCB Bioenergy* 5, S. 132 - 143.
- BBodSchG. (1998). Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998, (BGBl. I S. 502), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 30 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212).
- BBodSchV. (1999). Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 31 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212).
- Beck, D. A., Johnson, G. R., & Spolek, G. A. (2011). Amending greenroof soil with biochar to affect runoff water quantity and quality. *Environmental Pollution* 159, S. 2111 - 2118.
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J. L., Harris, E., Robinson, B., & Sizmur, T. (2011). A review of biochars potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution* 159, S. 3269-3282.
- Berglund, L. M., DeLuca, T. H., & Zackrisson, O. (2004). Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests. *Soil Biology and Biochemistry* 36, S. 2067 - 2073.
- Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100, S. 5444-5453.
- Bertoldi, M. D., Vallini, G., & Pera, A. (1983). The biology of composting: a review. *Waste Management & Research* 1, S. 157 - 176.
- BGK. (2006). Methodenbuch zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate. 5. Auflage, grundlegend überarbeitet als Lose-Blatt-Sammlung. (B. Kompost, Hrsg.)
- Biederman, L. A., & Harpole, W. S. (2013). Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta analysis. *GCB Bioenergy* 5, S. 202-214.
- BioAbfV. (2013). Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch benutzten Böden (Bioabfallverordnung). Bioabfallverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. April 2013 (BGBl. I S. 658).

- Bird, M. I., Ascough, P. L., Young, I. M., Wood, C. V., & Scott, A. C. (2008). X-ray microtomographic imaging of charcoal. *Journal of Archaeological Science* 35, S. 2698 - 2706.
- Blume, H. P. (1989). *Lehrbuch der Bodenkunde, Organische Substanz*. (F. Scheffer, & P. Schachtschabel, Hrsg.) Stuttgart.
- Blume, H.-P. (Hrsg.). (2004). *Handbuch des Bodenschutzes. Bodenökologie und -belastung, Vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen*. Landsberg am Lech: ecomed Verlagsgesellschaft.
- Bode, M. (1998). *Einflüsse verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Bodenorganismen typischer Ackerböden einer norddeutschen Jungmoränenlandschaft*. Dissertation, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- Bornemann, L. C., Kookana, R. S., & Welp, G. (2007). Differential sorption behaviour of aromatic hydrocarbons on charcoals prepared at different temperatures from grass and wood. *Chemosphere* 67, S. 1033 - 1042.
- Botha, O. G. (2016). *The effect of composted biochar on compost properties and mineralisation*. University of Stellenbosch, Department of Soil Science.
- Bridle, T. R., & Pritchard, D. (2004). Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. *Water Science and Technology* 50, S. 169 - 175.
- Brussaard, L., Behan, P. V., Bignell, D. E., Brown, V. K., Didden, M., W. A., Fragoso, C. (1997). Biodiversity and ecosystem functioning in soil. *Ambio* 26, S. 563-570.
- Bruun, E. W., Ambus, P., Egsgaard, H., & Hauggaard-Nielsen, H. (2012). Effects of slow and fast pyrolysis biochar on C and N turnover dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* 46, S. 73-79.
- Bruun, S., Clauson-Kaas, S., Bobulska, L., & Thomsen, I. K. (2014). Carbon dioxide emissions from biochar in soil: role of clay, microorganisms and carbonates. *European Journal of Soil Science* 65, S. 52 - 59.
- Bundesamt, S. (2018). Abfallstatistik 2016. Abfallentsorgung 2016, 19-1.
- Busch, D., Kammann, C., Grünhage, L., & Müller, C. (2012). Simple Biotoxicity Tests for Evaluation of Carbonaceous Soil Additives. Establishment and Reproducibility of Four Test Procedures. *Journal of Environmental Quality* 41, S. 1023-1032.
- Cao, Y., Ma, Y., Guo, D., Wang, Q., & Wang, G. (2017). Chemical properties and microbial responses to biochar and compost amendments in the soil under continuous watermelon cropping. *Plant Soil Environment* 63), S. 1-7.
- Capek, K. (1929). *Das Jahr des Gärtners*.
- Cayuela, M. L., Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Hanley, K., A., E., & Lehmann, J. (2013). Biochar and denitrification in soils: when, how much and why does biochar reduce N₂O emissions? *Scientific Reports* 3.
- Chan, K. Y., & Xu, Z. (2009). Biochar: Nutrient Properties and Their Enhancement. In J. J. Lehmann, & J. J. Lehmann (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*, S. 67-84.
- Chan, K. Y., van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., & Joseph, S. (2008). Using poultry litter biochars as soil amendments. *Australian Journal of Soil Research* 46, S. 437 - 444.
- Chen, J. H., Liu, X. Y., Zheng, J. W., Zhang, B., Lu, H. F., Chi, Z. Z., Yu, X. Y. (2013). Biochar soil amendment increased bacterial but decreased fungal gene abundance with shifts in community structure in a slightly acid rice paddy from Southwest China. *Applied Soil Ecology* 71, S. 33 - 44.
- Chen, Y. X., Huang, Z. D., Han, Z. Y., Huang, Z., Hu, B., Shi, D. Z., & Wu, W. Z. (2010). Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere* 78, S. 1177 - 1181.
- Cheng, C. H., Lehmann, J. T., Burton, S. D., & Engelhard, M. H. (2006). Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry* 37, S. 1477-1488.
- Cheng, C. H., Lehmann, J., & Engelhard, M. (2008). Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72, S. 1598 - 1610.

- Chowdhury, M. A., de Neergaard, A., & Jensen, L. S. (2014). Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting. *Chemosphere* 97, S. 16 - 25.
- Christiaens, V., Nevens, F., & Reheul, D. (2003). The effect of vegetable, fruit and garden waste (VFG) compost on the biomass production and number of earthworms in a silage maize monoculture. In F. Amlinger, S. Nortcliff, K. Weinfurtner, P. Dreher, & E. C. BMLFUW (Hrsg.), *Applying Compost – Benefits and Needs*. Vienna and Brussels.
- Clough, T. J., & Condon, L. M. (2010). Biochar and the Nitrogen Cycle: Introduction. *Journal of Environmental Quality* 39, S. 1218 - 1223.
- Clough, T. J., Condon, L. M., Kammann, C., & Müller, C. (2013). A Review of Biochar and Soil Nitrogen Dynamics. *Agronomy* 3, S. 275-293.
- Cornelissen, G., Gustafsson, O., Bucheli, T. D., Jonker, M. T., Koelmans, A. A., & van Noort, P. C. (2005). Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils - Mechanisms and Consequences for Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation. *Environmental Science and Technology* 39, S. 6881-6895.
- Czimczik, C. I., & Masiello, C. A. (2007). Controls on black carbon storage in soils. *Global Biogeochemical Cycles* 21, S. 1-8.
- Dabbert, S. (1994). *Ökonomik der Bodenfruchtbarkeit*. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.
- De Boer, W., & Kowalchuk, G. (2001). Nitrification in acid soils: Microorganisms and mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry* 33, S. 853 - 866.
- DECHEMA. (1995). *Biologische Testmethoden für Böden*. Adhoc-Arbeitsgruppe: "Methoden zur Toxikologischen/ökotoxikologischen Bewertung von Böden", Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt/M.
- DECHEMA. (2001). *Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial*. DECHEMA-Arbeitsgruppe: Validierung biologischer Testmethoden für Böden, Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Aachen.
- Deenik, J. L., McClellan, T., Uehara, G., Antal, M. J., & Campbell, S. (2010). Charcoal volatile matter content influences plant growth and soil nitrogen transformations. *Soil Science Society America Journal* 74, S. 1259 - 1269.
- Delschen, T., König, W., Leuchs, W., & Bannick, C. (1996). Begrenzung von Nährstoffeinträgen bei der Anwendung von Bioabfällen in Landschaftsbau und Rekultivierung. *EP* 12, S. 19-24.
- DeLuca, T. H., MacKenzie, M. D., & Gundale, M. J. (2009). Biochar effects on soil nutrient transformations. In J. Lehmann, & S. Joseph (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*.
- DeLuca, T., MacKenzie, M. D., Gundale, M. J., & Holben, W. H. (2006). Wildfire produced charcoal directly influences nitrogen cycling in forest ecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 70, S. 448 - 453.
- Dempster, D. N., Gleeson, D. B., Solaiman, Z. M., Jones, D. L., & Murphy, D. V. (2012). Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. *Plant and Soil* 354, S. 311 - 324.
- Dempster, D. N., Gleeson, D., Solaiman, Z., & Jones, D. L. (2011). Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured Soil. *Plant and Soil* 354.
- Dempster, D. N., Jones, D. L., & Murphy, D. V. (2012b). Organic nitrogen mineralisation in two contrasting agro-ecosystems is unchanged by biochar addition. *Soil Biology and Biochemistry* 48, S. 47 - 50.
- Dempster, D. N., Jones, D. L., & Murphy, D. V. (2012c). Soil Research. *Clay and biochar amendments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil* (50 (3)), S. 216 - 221.
- Devereux, R. C., Sturrock, C. J., & Mooney, S. (2012). The effects of biochar on soil physical properties and winter wheat growth. *Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh* 103, S. 13 -18.

- Dias, B. O., A., S. C., Higashikawa, F. S., Roig, A., & Sanchez-Monedero, M. A. (2010). Use of biochar as a bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. *Bioresource Technology* 101, S. 1239-1246.
- Dilly, O., Winter, K., Lang, A., & Munch, J.-C. (2001). Energetic eco-physiology of the soil microbiota in two landscapes of southern and northern Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164, S. 407 - 413.
- DIN ISO 15799. (5 2004). DIN ISO 15799:2004-05: Bodenbeschaffenheit - Anleitung zur ökotoxikologischen Charakterisierung von Böden und Bodenmaterialien. Berlin, Wien, Zürich: Beuth Verlag.
- DIN ISO 17616. (11 2009). DIN ISO 17616:2009-11 Bodenbeschaffenheit - Anleitung für die Auswahl und Beurteilung von Biotestverfahren zur ökotoxikologischen Charakterisierung von Böden und Bodenmaterialien.
- Ding, Y., Liu, Y. X., Wu, W. X., Shi, D. Z., Yang, M., & Zhong, Z. K. (2010). Evaluation of Biochar Effects on Nitrogen Retention and Leaching in Multi-Layered Soil Columns. *Water, Air, Soil Pollution* 213, S. 47 - 55.
- Domene, X. (2016). A critical analysis of meso- and macrofauna effects following biochar supplementation. In T. K. Ralebitso-Senior, C. H. Orr, T. K. Ralebitso-Senior, & C. H. Orr (Hrsg.), *Biochar Application: Essential Soil Microbial Ecology*. Amsterdam, Netherlands: Elsevier.
- Domene, X., Mattana, S., Hanley, K., Enders, A., & Lehmann, J. (2014). Medium-term effects of corn biochar addition on soil biota activities and functions in a temperate soil cropped to corn. *Soil Biology and Biochemistry* 72, S. 152 - 162.
- Doran, J. W., & Zeiss, M. R. (2000). Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. *Appl Soil Ecol* 15, S. 3-11.
- Downie, A., & Crosky, A. M. (2009). Physical Properties of Biochars. In J. Lehmann, S. Joseph, J. Lehmann, & S. Joseph (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*. London: Sterling, VA.
- Downie, A., van Zwieten, I., Chan, K., Dougherty, W., & Joseph, S. (2007). *Nutrient Retention Characteristics of Chars and the Agronomic Implications*. International Agrichar Initiative (IAI), Conference 31.
- DüMV. (2017). Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. *Düngemittelverordnung. vom 5. Dezember 2010 (BGBl. I S. 2482), die zuletzt durch den Artikel 3 der Verordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305) geändert worden ist*.
- DüngG. (2017). Düngegesetz vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54, 136), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 5. Mai 2017 (BGBl. I S. 1068) geändert worden ist.
- DüV. (2017). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung). *Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305)*.
- EBA, U. S. (1998). *Analysis of composting as an environmental remediation technology*.
- EBC, E. B. (2012). Richtlinien zur Produktion von Pflanzenkohle. Europäisches Pflanzenkohle Zertifikat / European Biochar Certificate. *Version 4.2 - Stand 13.6.2012*, 17. (B. S. Network, Hrsg.)
- Edwards, C. A. (2004). *Earthworm ecology*. Boca Raton: CSR Press.
- Elad, Y., David, D. R., Harel, Y. M., Borenshtein, M., Kalifa, H. B., Silber, A., & Graber, E. R. (2010). Induction of synthetic resistance in plants by biochar, a soil-applied carbon sequestering agent. *Phytopathology* 100, S. 913 - 921.
- Elliot, E. (1997). Rationale for developing co-indicators of soil health. In C. E. Pankhurst, B. M. Doube, V. V. Gupta, C. E. Pankhurst, B. M. Doube, & V. V. Gupta (Hrsg.), *Biological indicators of soil health*, CAB International, S. 49-78.
- Fent, K. (2007). *Ökotoxikologie. Umwelt - Toxikologie - Ökologie*. Stuttgart: Thieme Verlag.
- Fidel, R. B., & Spokas, K. A. (2018). Sorption of ammonium and nitrate to biochars is electrostatic and pH-dependent. *Scientific Reports* 8.

- Fischer, D., & B., G. (2012). Synergisms between Compost and Biochar for Sustainable Soil Amelioration. In S. Kumar, & A. Bharti (Hrsg.), *Management og Organic Waste* ,S. 167-198. Rijeka, Croatia.
- Flaig, H., & Mokry, M. (2014). Bodenbiologische Auswirkungen von Biokohle im Feldversuch. *Kongressband Hohenheim. Vorträge zum Generalthema: Nährstoffbedarf und Nährstoffversorgung von Pflanze und Tier.*
- Fleischmann, S. (2000). Ökotoxikologische Testverfahren. In J. Michels, T. Track, U. Gehrke, D. Sell, J. Michels, T. Track, U. Gehrke, & D. Sell (Hrsg.), *Biologische Verfahren zur Bodensanierung.* Berlin.
- Freddo, A., Cai, C., & Reid, B. J. (2012). Environmental contextualisation of potential toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in biochar. *Environmental Pollution* 171, S. 18-24.
- Fuchs, J. (1996). Einfluss der biologischen Kompostqualität auf die Pflanzen und deren Gesundheit. Mellikon, Schweiz: biophyt ag, Forschungs- und Beratungsinstitut für angewandte Agronomie und Oekologie.
- Fuchs, J., Baier, U., Berner, A., Bieri, M., Galli, U., Mayer, J., Zweifel, H. -R. (6. November 2003). Auswirkungen von Komposten und von Gärut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit. Bericht zum Workshop: Charakterisierung der Nutzenaspekte von Komposten und Gärgut. Frick, CH.
- Fuchs, J., Bieri, M., & Chardonnnes, M. (2003). *Auswirkungen von Komposten und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit. Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur.* Schweiz.
- Gai, X., Wang, H., Liu, J., Zhai, L., Liu, S., Ren, T., & Liu, H. (2014). Effects of feedstock and pyrolysis temperature on biochar adsorption of ammonium and nitrate. *PloS One*(9), S. 1 - 19.
- Gajalakshmi, S., & Abbasi, S. A. (2008). Solid waste management by composting: state of the art. *Critical reviews in Environmental Science and Technology* 38, S. 311-400.
- Giese, E. (2007). *Evaluierung ausgewählter biologischer Testverfahren zur vorsorgeorientierten Beurteilung ökotoxikologischer Wirkungen von Bauprodukten auf Böden.* Dissertation, Institut für Geographische Wissenschaften, Freie Universität Berlin, FB Geowissenschaften.
- Girvan, M. S., D., C. C., Killham, K., Prosser, J. I., & Glover, L. A. (2005). Bacterial diversity promotes community stability and functional resilience after perturbation. *Environ Microbiol* 7, S. 301-313.
- Gisi, U., Schenker, R., Schulin, R., Stadelmann, F., & Sticher, H. (1997). *Bodenökologie* (Bd. 2. neu bearbeitete und erweiterte Auflage). Stuttgart, New York.
- Giusquiani, P. L., Pagliai, M., Gigliotti, G., Businelli, D., & Benetti, A. (1995). Urban waste compost - Effects of physical, chemical and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality* 24, S. 175 - 182.
- Glaser, B. (2007). Prehistorically modified soils of central Amazonia: a model for sustainable agriculture in the twenty-first century. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 362, S. 187–196.
- Glaser, B., & Birk, J. (2012). State of scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earth in Central Amazonia (terra preta de Indio). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 82, S. 39-51.
- Glaser, B., & C., K. (2013). Wechselwirkungen von Kompost und Pflanzenkohle: Möglichkeiten und Grenzen von Terra-Preta-Ähnlichen Produkten. In K. Fricke, C. Kammann, R. Wallmann, F. D., j. M. Rödger, & F. Schwarz, *Abfallwirtschaft meets Biochar - Perspektiven für den Klimaschutz.* Weimar: Orbit e.V.
- Glaser, B., & Woods, W. I. (Hrsg.). (2004). *Amazonian Dark Earth. Exploration in Space and Time.* Springer.
- Glaser, B., Balashov, E., Haumaier, L., Guggenberger, G., & Zech, W. (2000). Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. *Organic Geochemistry* 31, S. 669-678.

- Glaser, B., Lehmann, 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, S. 219–230.
- Glaser, B., Lehmann, J., Führböter, M., Solomon, D., & Zech, W. (2001). Carbon and nitrogen mineralization in cultivated and natural savanna soils of Northern Tanzania. *Biology and Fertility of Soils* 33, S. 301–309.
- Goldberg, E. (1985). *Black carbon in the environment*. New York: Wiley.
- Gomez, J. D., Deneff, K., Stewart, C. E., & Zheng, J. C. (2014). Biochar addition rate influences soil microbial abundance and activity in temperate soils. *European Journal of Soil Science* 65, S. 28 - 39.
- Gomez-Eyles, J. L., Sizmur, T., Collins, C. D., & Hodsden, M. E. (2011). Effects of biochar and the earthworm *Eisenia fetida* on the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons and potentially toxic elements. *Environmental Pollution* 159, S. 616 - 622.
- Govaerts, B., Mezzalama, M., Unno, Y., Sayre, K. D., Luna-Guido, M., Vanherck, K., Deckers, J. (2007). Influence of tillage, residue management, and crop rotation on soil microbial biomass and catabolic diversity. *Appl Soil Ecol* 37, S. 18-30.
- Graber, E. R., Tsechansky, L., Gerstl, Z., & Lew, B. (2011). High surface area biochar negatively impacts herbicide efficacy. *Plant and Soil* (353), S. 95 - 106.
- Graber, E. R., Tsechansky, L., Khanukov, J., & Oka, Y. (2011). Sorption, volatilization, and efficacy of the fumigant 1,3-dichloropropene in a biochar-amended soil. *Soil Science Society of America Journal* 75, S. 1365 - 1373.
- Graber, E. R., Tsechansky, L., Lew, B., & Cohen, E. (2014). Reducing capacity of water extracts of biochars and their solubilization of soil Mn and Fe. *European Journal of Soil Science* 65, S. 162 - 172.
- Hale, S. E., Alling, V., Martinsen, V., Mulder, J., Breedveld, G. D., & Cornelissen, G. (2013). The sorption and desorption of phosphate-P; ammonium-N and nitrate-N in cacao shell and corn cob biochars. *Chemosphere* 91, S. 1612 - 1619.
- Hale, S. E., Lehmann, J., Rutherford, D., Zimmerman, A. R., Bachmann, R. T., Shitumbanuma, V., & O'Toole. (2012). Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars. *Environmental Science and Technology* 46, S. 2830-2838.
- Hamer, U., Marschner, B., Brodowski, S., & Amelung, W. (2004). Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. *Organic Geochemistry* 35, S. 823 - 830.
- Hamilton, W., & Sillmann, D. (1989). Influence of earthworm middens on the distribution of soil microarthropods. *Biol. Fertil. Soils* 8, S. 279 - 284.
- Hammes, K., & Schmidt, M. W. (2009). Changes of biochar in soil. In S. Joseph, J. Lehmann, S. Joseph, & J. Lehmann (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*, S. 169-181. London ;Sterling: VA: Earthscan.
- Harmsen, J. (2007). Measuring Bioavailability: From a scientific approach to standard methods. *Journal of Environmental Quality* 36, S. 1420-1428.
- Hartl, W., & Erhart, E. (1998). Ergebnisse aus dem Untersuchungsprogramm zur Anwendung von Biotonnekomposten der Stadt Wien. 2. Teil. (L. B.-I. Ökologie, Hrsg.) *Waste Magazin* 3, S. 9.
- Hartl, W., & Erhart, F. (2002). *Langzeitdüngung mit Kompost - Ergebnisse aus der Praxis, Paperead at Tagung Humus das Qualitätskriterien für Kompost*. Vorträge der 4. KGVÖ-ON Fachtagung, Wien.
- Hartmann, R. (2002). *Studien zur standortgerechten Kompostanwendung auf drei pedologisch unterschiedlichen, landwirtschaftlich genutzten Flächen der Wildeshauer Geest, Niedersachsen*. Dissertation, Universität Bremen.
- Haubold-Rosar, M., Heinkele, T., & Rademacher, A. (2016). *Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer "veränderter" Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden*. Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften, Fachgebiet II 2.7 Bodenzustand, Bodenmonitoring. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Haubold-Rosar, M., Lukas, S., Rademacher, A., & Weiß, U. (2019). Humusaufbau und Bodenverbesserung auf Rekultivierungsflächen des Braunkohletagebaus in der Lausitz. (K.

- Terytze, & I. Vogel, Hrsg.) *Biokohle und Biokohlesubstrate zur nachhaltigen und klimafreundlichen Sanierung sowie Inwertsetzung militärischer Konversionsflächen und ertragsschwacher Standorte: Handlungsanleitung zur Wertschöpfung organischer Reststoffe*, S. 139-168.
- Hilscher, A. K. (2011). Degradation of grass-derived pyrogenic organic material, transport of the residues within a soil column and distribution in soil organic matter fractions during a 28 month microcosm experiment. *Organic Geochemistry* 42, S. 42-54.
- Hilscher, A., Heister, K., Siewert, C., & Knicker, H. (2009). Mineralisation and structural changes during the initial phase of microbial degradation of pyrogenic plant residues in soil. *Organic Geochemistry* 40, S. 332-342.
- Hollister, C. C., Bisogni, J. J., & Lehmann, J. (2013). Ammonium, nitrate, and phosphate sorption to and solute leaching from biochars prepared from corn stover (*Zea mays* L.) and oak wood (*Quercus* spp.). *Environmental Quality* 42, S. 137.
- Hua, L., Chen, Y., Wu, W., & Ma, H. (2011). Microorganism communities and chemical characteristics in sludge-bamboo charcoal compostion system. *Environmental Technology*(32 (6)), S. 663-672.
- Hua, L., Wu, W., Liu, Y., McBride, M. B., & Chen, Y. (2009). Reduction of nitrogen loss and Cu and Zn mobility during sludge composting with bamboo charcoal amendment. *Environmental Science and Pollution Research* 16, S. 1 - 9.
- Hund, K., Kurth, H.-H., Wahle, U., & Kördel, W. (1999). *Endbericht: Entwicklung einer Untersuchungs- und Bewertungsstrategie zur Ableitung von Qualitätskriterien für Komposte*. Schmallenberg: Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie.
- Hund-Rinke, K. (2002). *Ökotoxikologische Testbatterien. Ergebnisse eines DBU-geförderten Ringtests*. Erich Schmidt Verlag.
- Hund-Rinke, K., Derz, K., & Bernhardt, C. (2010). *Abschlussbericht des Teilvorhabens 2: Aspekt Lebensraumfunktion und Abbaupotential*. BMBF-Verbundvorhaben BioRefine.
- Hund-Rinke, K., Römbke, J., Riepert, F., & Achazi, R. (2000). Beurteilung der Lebensraumfunktion von Böden mit Hilfe des Regenwurmtests. In S. Heiden, E. R., & W. E. Dott, *Toxikologische Beurteilung von Böden: Leistungsfähigkeit biologischer Testverfahren*. Heidelberg, Berlin: Spektrum Akademischer Verlag.
- Husson, O. (2013). Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant and Soil* 362, S. 389 - 417.
- IBI, I. B. (2012). Standardized Product Definition and Product Testing Guideline for Biochars that is used in Soil.
- Idinger, J., & Kromp, B. (1997). Ground photoelector evaluation of different arthropod groups in unfertilized, inorganic and compost-fertilized cereal field in eastern Austria. *Periodica* 15, S. 171-176.
- Ishizaki, S., & Okazaki, Y. (2004). Usage of charcoal made from dairy farming waste as bedding material of cattle, and composting and recycle use as fertilizer. *Bulletin of the Chiba Prefectural Livestock Research Center* 4, S. 25-28.
- Ishizaki, S., & Okazaki, Y. (2004). Usage of Charcoal Made from Dairy Farming Waste as Bedding Material of Cattle, and Composting and Recycle Use as Fertilizer. *Bulletin of Chiba Prefectural Livestock Research Center* 4, S. 25 - 28.
- Jeffrey, S., Verheijen, F. G., M., v. d., & 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, S. 175-187.
- Jiménez, E. I., & P., G. V. (1989). Evaluation of city refuse compost maturity: a review. *Biological Wastes* 27, S. 115-142.
- Jin, H. (2010). *Characterisation of Microbial Life Colonizing Biochar and Biochar-Amended Soils*. PhD Dissertation, Cornell University, Ithaca, NY.
- Jin, H., Lehmann, J., & E., T. J. (2008). *Soil microbial community response to amending corn soils with stover charcoal*. Conference of International Biochar Initiative, Sept. 8-10. 2008, Newcastle, UK.

- Jindo, K., Sánchez-Monedero, M. A., Hernández, T., Garcia, C., Furukawa, T., Matsumoto, K., . . . F., B. (2012a). Biochar influences the microbial community structure during manure composting with agricultural waste. *Science of the Total Environment* 416, S. 476-481.
- Jindo, K., Suto, K., Matsumoto, K., Garcí, a. C., Sonoki, T., & Sanchez-Monedero, M. (2012b). Chemical and biochemical characterization of biochar-blended composts prepared from poultry manure. *Bioresource and Technology* 110, S. 396 - 404.
- Joseph, S. D., Camps-Arbestain, M., Lin, Y., Munroe, P., Chia, C. H., Hook, J., Amonette, J. E. (2010). An investigation into the reaction of biochar in soil. *Australian Journal of Soil Research* 48, S. 501 - 515.
- Kandeler, E., Margesin, R., Öhlinger, R., & Schinner, F. (1993). Bodenmikrobiologisches Monitoring - Vorschläge für eine Bodenzustandsinventur. *Die Bodenkultur* 44, S. 357 - 377.
- Karhu, K., Mattila, T., Bergström, I., & Regina, K. (2011). Biochar addition to agricultural soil increased CH₄ uptake and water holding capacity - Results from a short-term pilot field study. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 140, S. 309 - 313.
- Kehres, B. (1991). Qualitätskriterien von Kompost. In W. K., & K. M. (Hrsg.), *Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung*.
- Khan, N., Clark, I., Sanchez-Monedero, M. A., Clark, I., & Shea, S. (2014). Maturity Indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar. *Bioresource Technology* 168, S. 245 - 251.
- Khodadad, C. L., Zimmerman, A. R., Green, S. J., Uthandi, S., & Foster, J. S. (2011). Taxa-specific changes in soil microbial community composition induced by pyrogenic carbon amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 43, S. 385 - 392.
- Kögel-Knabner, I., Leifeld, J., & Siebert, S. (1996). Humifizierungsprozesse von Kompost nach Ausbringung. *Neue Techniken der Kompostierung* 11, S. 73-87. (R. Stegmann, Hrsg.) Economica Verlag.
- Kolb, S. E., Fermanich, K. J., & Dornbush, M. E. (2009). Effect of Charcoal Quantity in Microbial Biomass and Activity in Temperate Soils. *Soil Science Society of America Journal* 73, S. 1173 - 1181.
- Kolton, M., Harel, Y. M., Pasternak, Z., Graber, E. R., Elad, Y., & Cytryn, E. (2011). Impact of Biochar Application to Soil on the Root-Associated Bacterial Community Structure of Fully Developed Greenhouse Pepper Plants. *Applied and Environmental Microbiology* 77, S. 4924 - 4930.
- Kördel, W., Müller-Wegener, U., Klein, M., & Gäbler, H.-E. (2000). Schutzziel: Trink- und Grundwasser. *Arbeitskreis Bodenchemie und Bodenökologie der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie: Anforderungen an physikalisch-chemische und biologische Testmethoden zur Einschätzung von Böden und Bodensubstraten*, S. 54-77.
- Kromp, B., Pfeiffer, L., Meindl, P., Hartl, W., Walter, B., Finch, S., & Brunel, E. (1995). The effects of different fertilizer regimes on the populations of earthworms and beneficial arthropods found in a wheat field. *Integrated control in field vegetable crops. Proceedings of the meeting, held Guitte* 19, S. 184 - 190.
- KrWG. (2012). Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz).
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., & Xu, X. (2009). Black carbon decomposition and incorporation into microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry* 41, S. 210 - 219.
- LAGA, M. (6. 11 2003). Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Technische Regeln. (L. Abfall, Hrsg.) *LAGA Mitteilung* 20.
- LAGA-M10. (1995). Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. *Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall*. Berlin: E.Schmidt.
- Laird, D. A., Fleming, P., Davis, D. D., Horton, R., Wang, B., & Karlen, D. L. (2010). Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma* 158, S. 443 - 449.
- Le Leuch, L. M., & Bandosz, T. J. (2007). The role of water and surface acidity on the reactive adsorption on ammonia on modified activated carbons. *Carbon* 45, S. 568 - 578.

- Lehmann, J. (2002). *Slash-and-char- a feasible alternative for soil fertility mangament in the central Amazon?* 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand.
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2009). Biocharfor Environmental Management: An Introduction. In J. Lehmann, & S. Joseph, *Biochar for Environmental Management. Science and Technology*, S. 1-13. UK, USA: Earthscan.
- Lehmann, J., da Silva, J. P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., & Glaser, B. (2003). Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil* 249, S. 343-357.
- Lehmann, J., Gaunt, J., & Rondon, M. (2006). Bio-char Sequestration in Terrestrial Ecosystems - A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11, S. 403-427.
- Lehmann, J., Rillig, M. C., E., T. J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota - A review. *Soil Biology and Biochemistry* 43, S. 1812-1836.
- Leita, L., M., D. N., C., M., G., M., Marchiol L., B. G., & Contin M. (1999). Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailibility. *Biology and Fertility of Soils* 28, S. 371-376.
- LfL. (2013). Was ist bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Bioabfall zu beachten". 3. Auflage. (B. L. Landwirtschaft, Hrsg.)
- Li, D., Hockaday, W. C., Masiello, C. A., & Alvarez, P. J. (2011). Earthworm avoidance of biochar can be mitigated by wetting. *Soil Biology & Biochemistry* 43, S. 1732 - 1737.
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Neves, E. G. (2006). Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science Society of America Journal* 70, S. 1719-1730.
- Liesch, A. M., Weyers, S. L., JGaskin, J. W., & Das, K. C. (2010). Impact of two different biochars on earthworm growth and survival. *Annals of Environmental Science* 4, S. 1 – 9.
- Liu, J., Schulz, H., Brandl, S., Miehtke, H., Huwe, B., & Glaser, B. (2012). Short term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions.
- Loranger, G., Ponge, J., Blanchart, E., & Lavelle, P. (1998). Impact of earthworms on the diversity of microarthropods in a vertisol (Martinique). *Biol. Fertil. Soils* 27, S. 21-26.
- Luo, Y., Durenkamp, M., De Nobili, M., Lin, Q., & Brookes, P. C. (2012). Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following incorporation to soils of different pH. *Soil Biology and Biochemistry* 43, S. 2304 - 2314.
- Mäder, P., Edenhofer, S., Boller, T., Wiemken, A., & Niggli, U. (2000). Arbuscular mycorrhizae in a long-term field trial comparing low-input (organic, biological) and high-input (conventional) farming systems in a crop rotation. *Biology and Fertility of Soils* 31, S. 150-156.
- Maestrini, B., Herrmann, A. M., Nannipieri, P., Schmidt, M. W., & Abiven, S. (2014). Ryegrass-derived pyrogenic organic matter changes oranic carbon and nitrogen mineralization in a temperate forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* 9, S. 291 - 301.
- Maier, U. (1997). Bewertung von Böden aus Rieselfeldökosystemen mit Hilfe biologischer Testmethoden - am Beispiel der Berliner Rieselfelder Buch und Gatow. *Freie Universität Berlin, Diplomarbeit, unveröffentlicht.*
- Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S. J., & Lehmann, J. (2012). Nutrient Leaching in a Columbian Savanna Oxisol Amended with Biochar. *Journal of Environmental Quality* 41, S. 1076 - 1086.
- Malinska, K., Zabochnicka_Swiatek, M., & Dach, J. (2014). Effects of biochar amendmenton ammonia emission during composting of sewage sludge. *Ecol Eng.* 71, S. 474 - 478.
- Masiello, C. A., Chen, Y., Gao, X. D., Liu, S., Cheng, H. Y., Bennett, M. R., Silberg, J. J. (2013). Biochar and microbial signaling: production conditions determine effects on microbial communication. *Environmental Science and Technology* 47, S. 11496 - 11503.
- McClellan, A. T., Deenik, J., Uehara, G., & Antal, M. (2007). *Effects of flash carbonized macadamia nutshell charcoal on plant growth and soil chemical properties.* American Society of Agronomy Abstracts 3-7 Nov., New Orleans. LA.

- McCormack, S. A., Ostle, N., Bardgett, R. D., Hopkins, D. W., & Vanbergen, A. J. (2013). Biochar in bioenergy cropping systems: impacts on soil faunal communities and linked ecosystem processes. *Global Change Biology Bioenergy* 5, S. 81 - 95.
- Mohr, D., Nicolini, F., & Topp, W. (2002). Sind mikrobielle Parameter verlässliche Indikatoren der Bodenqualität. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 99, S. 163 - 164.
- Nelissen, V., Rütting, T., Huygens, D., Staelens, J., Ruyschaert, G., & Boeckx, P. (2012). Maize biochars accelerate short-term soil nitrogen dynamics in a loamy sand soil. *Soil Biology and Biochemistry* 55, S. 20-27.
- Noguera, D., Rondon, M., Laossi, K. R., Hoyos, V., Lavelle, P., de Carvalho, M. H., & S., B. (2010). Contrasted effect of biochar and earthworms on rice grows and resource allocation in different soils. *Soil Biology and Biochemistry* 42, S. 1017 - 1027.
- Novak, J. M., Busscher, W. J., Laird, D. A., & Ahmedna, M. A. (2009). Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. *Soil Science* 174, S. 105 - 112.
- Novak, J. M., Busscher, W. J., Watts, D. W., Amonette, J. E., Ippolito, J. A., Lima, I. M., . . . Schomberg, H. (2012). Biochars Impact in Soil-Moisture Storage in an Udisol and Two Aridisols. *Soil Science* 177, S. 310 - 320.
- Novak, J. M., Busscher, W. J., Watts, D. W., Laird, D. A., Ahmedna, M. A., & Niandou, M. A. (2010). Shortterm CO₂ mineralisation after addition of biochar and switchgrass to a Typic Kandiodult. *Geoderma* 154, S. 281-288.
- Novak, J. M., Lima, I., Xing, B., Gaskin, J. W., Steiner, C., Das, K. C., . . . Schomberg, H. H. (2009). Characterization of Designer Biochar Produced at Different Temperatures and Their Effects on a Loamy Sand. *Annals of Environmental Science* 171, S. 591 - 596.
- Oberholzer, H.-R., Rek, J., Weisskopf, P., & Walther, U. (1999). Evaluation of soil quality by means of microbiological parameters related to the characteristics of individual arable sites. *Agribiological Research*, 52.
- Oehmichen, J., & Kirchschrager, C. (1996). *Anwendung von Komposten aus biogenen Abfällen in Sonderkulturen. Abschlussbericht über die Literaturlauswertung*. Universität-Gesamthochschule Paderborn Argarwissenschaften, Soest.
- Ogawa, M. (1994). Symbiosis of people and nature in the tropics. *Farming Japan* (28), S. 10 - 34.
- Ortega-Calvo, J.-J., & Saiz-Jimenez, C. (1998). Effect of humic fractions and clay on biodegradation of phenanthrene by a *Pseudomonas fluorescens* strains isolated from soil. *Applied and Environmental Microbiolog* 64, S. 3123 - 3126.
- Ottow, J. C. (2011). *Mikrobiologie von Böden*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Overesch, M., Broll, G., Höper, H., & Lorenz, F. (2004). Einfluss der Kompostanwendung auf die organische Bodensubstanz und mikrobiologischen Eigenschaften von Sandböden in Niedersachsen: Influence of compost application on organic matter and microbial properties of sandy soils in lower saxony. *Archives of Agronomy and Soil Science* 50, S. 73-84.
- Painter, T. J. (2001). Carbohydrate polymers in food preservation: an intergrated view of the Maillard reaction with special reference to discoveries of preserved foods in Spagnum-dominated peat bogs. *Carbohydrate Polymers* 36, S. 335 - 347.
- Patzel, N., Sticher, H., & Karlen, D. (2000). Soil fertility - Phenomen and Concept. *Journal for Plant Nutrition and Soil Science* 163, S. 129-142.
- Paz-Ferreiro, J., Gasco, G., Gutierrez, B., & Mendez, A. (2012). Soil Biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil. *Biology and Fertility of Soils* 48, S. 511 - 517.
- Pérès, G., Cluzeau, D., Curmi, P., & Hallaire, V. (1998). Earthworm activity and soil structure changes due to organic enrichments in vineyard systems. *Biol. Fertil. Soils* 27, S. 417-427.
- Pérez-Piqueres, A., Edel-Hermann, V., Alabouvette, C., & Steinberg, C. (2006). Response of soil microbial communities to compost amendments. *Soil Biology & Biochemistry* 38, S. 460 - 470.
- Pietikäinen, J., Kiikkilä, O., & Fritze, H. (2000). Charcoal as a habitat for microbes and its effects on the microbial community of the underlying humus. *Oikos* 82, S. 231-242.

- Poletschny, H. (1995). *Bodenverbessernde Wirkung von Kompost in der Landwirtschaft*, In: *Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau*. Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft.
- Prabha, V., Rajan, R., Padmakumar, B., & Thomas, A. P. (2013). A Study of the fertility and Carbon Sequestration Potential of Rice Soil with Respect to the Application of Biochar and Selected Amendments. *Annals of Environmental Science* 7, S. 17 - 30.
- Prommer, J., Wanek, W., Hofhansl, F., Trojan, D., Offre, P., & Urich, T. (2014). Biochar decelerates soil organic nitrogen cycling but stimulates soil nitrification in a temperate arable field trial. *PLoS ONE*.
- Prost, K., Borchard, N., Siemens, J., Kautz, T., Séquaris, J. M., Möller, A., & Amelung, W. (2013). Biochar effected by composting with farmyard manure. *Journal of Environmental Quality* 41, S. 164-172.
- Quilliam, R. S., Glanville, H. C., Wade, S. C., & Jones, D. L. (2013). Life in the 'charosphere' - Does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms? *Soil Biology and Biochemistry* 65, S. 287 - 293.
- Quilliam, R. S., Marsden, K. A., Gertler, C., Rousk, J., DeLuca, T. H., & Jones, D. L. (2012). Nutrient dynamics, microbial growth and weed emergence in biochar amended soil are influenced by time since application and reapplication rate. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 158, S. 192 - 199.
- Rademacher, A. (2018). *Auswirkungen des Einsatzes von Biokohlesubstraten auf die Bodenfruchtbarkeit ertragschwacher sandiger Ackerböden am Beispiel der Niederlausitz*. Dissertation, Institut für Physische Geographie, AG Geoökologie, Freie Universität Berlin, FB Geowissenschaften, Berlin.
- Reeves, D. (1997). The role of organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Tillage Res* 43, S. 131-167.
- Reinhold, J. (2013). *Betrachtung der Möglichkeiten der Optimierung der offenen Mietenkompostierung*. Vortrag auf der Fachtagung des Förderverbandes Humus e. V. "Aktuelle Entwicklungen in der biologischen Abfallwirtschaft" am 25.01.2013.
- Reinken, G. (1987). Achtjähriger Vergleichsversuch bei Gemüse und Äpfeln zwischen biologisch-dynamischer und konventioneller Wirtschaftsweise. *Gesunde Pflanzen*(39 (2)), S. 59 - 64.
- Rogovska, N., Laird, D., Cruse, R., Fleming, P., Parkin, T., & Meek, D. (2011). Impact of Biochar on Manure Carbon Stabilization and Greenhouse Gas Emissions. *Soil Science Society of America Journal* 75, S. 871 - 879.
- Römbke, J., Burkhardt, U., Höfer, H., Horak, F., Jänsch, S., Roß-Nickoll, M., Toschki, A. (2013). Die Beurteilung der Boden-Biodiversität: Ergebnisse eines UBA-Vorhabens. *Bodenschutz* (3 (13)).
- Römbke, J., Eisenträger, A. H.-R., Jänsch, S., Neumann-Hensel, H., & Weber, G. (2006). *ERNTE - Handlungsempfehlung für die ökotoxikologische Beurteilung von Böden*. Sidus-Verlag 2006.
- Rumpel, C., Alexis, M., Chabbi, A., Chaplot, V., Rasse, D., Valentin, C., & Mariotti A. (2006). Black carbon contribution to soil organic matter composition in tropical sloping land under slash and burn agriculture. *Geoderma* 130, S. 36-46.
- Sahin, H. (1989). The effects of the long-term application of refuse compost on soil organic matter content, earthworm activity, soil respiration, aggregate stability and pore size distribution. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 59, S. 1125 - 1130.
- Saison, C., Degrange, V., Oliver, R., Millard, P., Commenaux, C., Mantange, D., & Le Roux, R. (2005). Alteration and resilience of soil microbial community following compost amendments: Effects of compost level and compost-borne microbial community. *Environ Microbiol* 8, S. 247-257.
- Saito, M., & Muramoto, T. (2002). Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi: the status quo in Japan and the future prospects. *Plant and Soil* 244, S. 273 - 279.
- Saleh, M. E., Mahmoud, A. H., & Rashad, M. (2012). Peanut Biochar as a Stable Adsorbent for Removing NH₄-N from Wastewater: A preliminary Study. *Advances in Environmental Biology* 6, S. 2170 - 2176.

- Salem, M., Kohler, J., Wurst, S., & Rillig, M. C. (2013). Earthworms can modify effects of hydrochar on growth of *Plantago lanceolata* and performance of arbuscular mycorrhizal fungi. *Pedobiologia* 56, S. 219 - 224.
- Sanchez-Hernandez, J. C., Ríos, J. M., Attademo, A. M., Malcevski, A., & Cares, X. A. (2019). Assessing biochar impact on earthworms: Implications for soil quality promotion. *Journal of Hazardous Materials* 366, S. 582 - 591.
- Sánchez-Monedero, M., Cayuela, M., Sánchez-García, M., Vandecasteele, B., D'Hose, T., López, G., Mondini, C. (2019). Agronomic Evaluation of Biochar, Compost and Biochar-Blended Compost across Different Cropping Systems: Perspective from European Project FERTIPLUS. *Agronomy* 9
- Sarkhot, D. V., Ghezzehei, T. A., & Berhe, A. A. (2013). Effectiveness of Biochar for Sorption of Ammonium and Phosphate from Dairy Effluent. *Journal of Environmental Quality* 42, S. 1545.
- Scheffer, F., & Schachtschabel, P. (2010). *Lehrbuch der Bodenkunde*. Heidelberg: Springer Spektrum.
- Schimmelpfennig, S., & Glaser, B. (2012). One Step Forward toward Characterization: Some Important Material Properties to Distinguish Biochars. 41, S. 1107-1114.
- Schulz, H., & Glaser, B. (2012). Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175, S. 410 - 422.
- Schwaiger, E., & Wieshofer, I. (1996). Auswirkungen von Biotonnekompost auf bodenmikrobiologische und enzymatische Parameter im biologischen Landbau. *Mitteilung der deutschen bodenkundlichen Gesellschaft* 81, S. 229-231.
- Seo, D. C., & LeLaune, R. D. (2010). Effect of redox conditions on bacterial and fungal biomass and carbon dioxide production in Louisiana coastal swamp forest sediment. *Science of the Total Environment* 408, S. 3623 - 3631.
- Sevilla, M., Maciá-Agulló, J. A., & Fuertes, A. B. (2011). Hydrothermal carbonization of biomass as a route for the sequestration of CO₂: Chemical and structural properties of the carbonized products. *Biomass and Bioenergy* 35, S. 3152-3539.
- Sigua, G., Novak, J., Watts, D., Szögi, A., & Shumaker, P. (2016). Impact of switchgrass biochars with supplemental nitrogen on carbon-nitrogen mineralisation in highly weathered Coastal Plain Ultisols. *Chemosphere* 145, S. 135 - 141.
- Simek, M., W., H. D., Kalcik, J., Picek, T., Santruckova, H., Stana, J., & Travník, K. (1999). Biological and chemical properties of arable soils affected by long-term organic and inorganic fertilizer application. *Biol Fertil Soils* 29, S. 300-308.
- Singh, B., Hatton, B. J., Balwant, S., Cowie, A. L., & Kathuria, A. (2010). Influence of Biochars on Nitrous Oxide emission and Nitrogen Leaching from Two Contrasting Soils. *Journal of Environmental Quality* 39, S. 1224 - 1235.
- Smith, J. L., Collins, H. P., & Bailey, V. L. (2010). The effect of young biochar on soil respiration. *Soil Biology and Biochemistry* 42, S. 2345 - 2347.
- Smith, S. C., Ainsworth, C. C., Traina, S. J., & Hicks, R. J. (1992). Effect of sorption on the biodegradation of quinoline. *Soil Science Society of America Journal* 56, S. 737 - 746.
- Sohi, S. P. (2003). Pyrolysis bioenergy with biochar production - greater carbon abatement and benefits to soil. *GCB Bioenergy* 5
- Solomon, S. (2006). *Gardening When It Counts: Growing Food in Hard Times (Mother Earth News Wiser Living Series)*.
- Sombroek, W. G. (1966). Amazon Soils, A reconnaissance of the Soils of the Brazilian Amazon region. *Dissertation Centre for Agricultural Publications and Documentations*. Wageningen: Onderzoekingen Verslagen van Landvrouwkundige.
- Sonoki, T., Furikawa, T., Jindo, K., Suto, K., Aoyama, M., & Sánchez-Monedero, M. A. (2013). Influence of biochar addition on methane metabolism during thermophilic phase in composting. *Journal of Basic Microbiology* 53, S. 617-621.
- Spokas, K. A. (2010). Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management* 1, S. 289-303.

- Spokas, K. A., Cantrell, K. B., Novak, J. M., Archer, D. W., Ippolito, J. A., Collins, H. P., . . . Nichols, K. A. (2012). Biochar: A Synthesis of Its Agronomic Impact beyond Carbon Sequestration. *Journal of Environmental Quality* 41, S. 973-989.
- Spokas, K. A., Novak, J. M., Stewart, C. E., Cantrell, K. B., Uchimiya, M., DuSaire, M. G., & Ro, K. S. (2011). Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. *Chemosphere* 85, S. 869-882.
- Steinbeiss, S., Gleixner, G., & Antonietti, M. (2009). Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 41, S. 1301-1310.
- Steiner, C., Das, K. C., Garcia, M., Forster, B., & Zech, W. (2008). Charcoal and smoke extract stimulate the soil microbial community in a highly weathered xanthic Ferralsol. *Pedobiologia* 51, S. 359 - 366.
- Steiner, C., Das, K. C., Melear, N., & Lakly, D. (2010). Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. *Journal of Environmental Quality* (39 (4)), S. 1236 - 1242.
- Steiner, C., Melear, N., Harris, K., & Das, K. C. (2011). Biochar as a bulking agent for poultry litter composting. *Carbon Management* 2, S. 227-230.
- Steiner, C., Sanchez-Monedero, M. A., & Kammann, C. (2015). Biochar as an additive to compost and growing media. In J. Lehmann, & S. Joseph, *Biochar for environmental management. Science, technology and implementation*, S. 717-735. Oxon, New York: Routledge.
- Steiner, C., Teixeira, W. G., Lehmann, J., Nehls, T., de Macedo, J. L., & Blum, W. E. (2007). Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. 291, S. 275 - 290.
- Stevenson, F. J. (1994). *Humic Chemistry: Genesis, Composition. Reactions*. New York: Wiley.
- Streubel, J. D., Collins, H. P., Garcia-Perez, M., Tarara, J., Granatstein, D., & Kruger, C. E. (2011). Influence of contrasting biochar types on five soils at increasing rates of application. *Soil Science Society of America Journal* (75), S. 1402 - 1413.
- Sun, F., & Lu, S. (2014). Biochars improve aggregate stability, water retention, and pore-space properties of clayey soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, S. 26 - 33.
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Sherlock, R. R., & Condon, L. M. (2011). Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. *Plant Soil*.
- TASi. (1993-1999). Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen.
- Terytze, K., Wagner, R., Schatten, R., Hund-Rinke, K., & Vogel, I. (2010). Beurteilung der Wirkung bioverfügbarer Anteile von MKW und PAK von Altlastenflächen mit Hilfe ökotoxikologischer Testverfahren. *Altlastenspektrum* 2.
- Terytze, K., Wagner, R., Schatten, R., Vogel, I., Rößler, K., König, N., & Thomas, P. (2016). Handlungsanleitung - Verwertung von organischen Reststoffen zur Erzeugung fruchtbarer Pflanzenkohlesubstrate und deren Nutzung im Gartenbau. (K. Terytze, & R. Wagner, Hrsg.)
- Terytze, K., Wagner, R., Schatten, S., Rößler, K., & König, N. (2015). Endbericht Forschungsvorhaben „Schließung von Kreisläufen durch Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Preta-Technologie im Botanischen Garten im Hinblick auf Ressourceneffizienz und Klimaschutz – Modellprojekt Urban farming“ (TerraBoGa).
- Theeba, M., Bachmann, R. T., Illani, Z. I., Zulkefli, M., Husni, M. H., & Samsuri, A. W. (2012). Characterization of local mill rice husk charcoal and its effects on compost properties. *Malaysian Journal of Soil Science* 16, S. 89-102.
- Thies, J. E., & Rillig, M. C. (2009). Characteristics of Biochar - Biological Properties. In S. Joseph, & J. Lehmann (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*, S. 85-106. London: Earthscan.
- Thies, J. E., Rillig, M. C., & Graber, E. (2015). Biochar effects on the abundance, activity and diversity of the soil biota. In J. Lehmann, & S. Joseph (Hrsg.), *Biochar for environmental management*. New York.
- Tian, J., Miller, V., Chiu, P. C., Maresca, J. A., Guo, M., & Imhoff, P. T. (2016). Nutrient release and ammonium sorption by poultry litter and wood biochars in stormwater treatment. *Science Total Environment* 553, S. 596 - 606.

- Topoliantz, S., & Ponge, J. F. (2003). Burrowing activity of the geophagous earthworm *Pontoscolex corethurus* (Oligochaeta: Glossoscolecidae) in the presence of charcoal. *Applied Soil Ecology* 23, S. 267 - 271.
- Topoliantz, S., & Ponge, J. F. (2005). Charcoal consumption and casting activity by *Pontoscolex corethurus* (Glossoscolecidae). *Applied Soil Ecology* 28, S. 217 - 224.
- Topoliantz, S., Ponge, J. F., & Ballof, S. (2005 b). Manioc peel and charcoal: a potential organic amendment for sustainable soil fertility in the tropics. *Biology and Fertility of Soils* 41, S. 15 - 20.
- Trupiano, D., Coccozza, C., Baronti, S., Amendola, C., Vaccari, F. P., Lustrato, G., Scippa, G. S. (2017). The Effects of Biochar and its Combinations with Compost on Lettuce (*Lactuca sativa* L.) Growth, Soil Properties, and Soil Microbial Activity and Abundance. *International Journal of Agronomy*.
- Ulyett, J., Sakrabani, R., Kibblewhite, M., & Hann, M. (2014). Impact of biochar addition on water retention, nitrification and carbon dioxide evolution from two sandy loam soils. *European Journal of Soil Science* 65, S. 96 - 104.
- van Zwieten, L., Kimber, S., Downie, A., Morris, S., Petty, S., Rust, J., & Chan, K. Y. (2010 b). A glasshouse study on the interaction of low mineral ash biochar with nitrogen in a sandy soil. *Australian Journal of Soil Research* 48, S. 569 - 576.
- van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K. Y., Downie, A., Rust, J., . . . Cowie, A. (2010a). Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil* 327, S. 235 - 246.
- Van-Camp, L., Bujarrabal, B. G.-R., Jones, R. J., Montanarella, L., Olazabal, C., & Selvaradjou, S.-K. (2004). Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. *Office for Official Publications of the European Communities* (EUR 21319 EN/3), S. 872.
- Ventura, M., Sorrenti, G., Panzacchi, P., George, E., & Tonon, G. (2013). Biochar reduces short-term nitrate leaching from a horizon in an apple orchard. *Journal of Environmental Quality* 42, S. 76 - 82.
- Verheijen, F. G., Jeffrey, S., Bastos, A. C., van der Velde, M., & Dias, I. (2010). *Biochar Application to Soils*. European Commission. Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability.
- Vogel, I., Schatten, R., Wagner, R., & Terytze, K. (07 2015). Rechtliche Situation der Anwendung von Biokohle in der Bundesrepublik Deutschland. *Müll und Abfall* 47, S. 362-367.
- Vogel, I., Worzyk, F., Wagner, R., Schatten, R., Krüger, C., & Terytze, K. (2016). Ergebnisse mehrjähriger Parzellenversuche zu den Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenqualität und Pflanzenwachstum auf mit MKW und PAK kontaminierten Böden. *AltlastenSpektrum* 4 .
- Wang, B., Lehmann, J., Hanley, K., Hestrin, R., & Enders, A. (2015). Adsorption and desorption of ammonium by maple wood biochar as a function of oxidation and pH. *Chemosphere* 138, S. 120 - 126.
- Wang, B., Lehmann, J., Hanley, K., Hestrin, R., & Enders, A. (2016). Ammonium retention by oxidized biochars produced at different pyrolysis temperatures and residence times. *RSV Advances* 48.
- Wang, C., Lu, H., Dong, D., Deng, H., Strong, P. J., Wang, H., & Wu, W. (2013). Insight into the effects of biochar on manure composting: evidence supporting the relationship between N₂O emission and denitrifying community. *Environmental Science and Technology* 47, S. 7341 - 7349.
- Wardle, D. A., Nilsson, M., & Zackrisson, O. (2008). Fire-Derived Charcoal Causes Loss of Forest Humus. *Science* 320.
- Wardle, D. A., Zackrisson, O., & Nilsson, M. C. (1998). The charcoal effect in Boreal forests: mechanisms and ecological consequences. *Oecologia* 115, S. 419 - 426.
- Warnock, D. D., Lehmann, J., Kuyper, T. W., & Rollig, M. C. (2007). Mycorrhizal responses to biochar in soil - concepts and mechanisms. *Plant Soil* 300, S. 9-20.
- Watzinger, A., Feichtmair, S., Kitzler, B., Zehetner, F., Kloss, S., Wimmer, B., Soja, G. (2014). Soil microbial communities responded to biochar application in temperate soils and slowly

- metabolized C-13 PLFA analyses: results from a short-term incubation and pot experiment. *European Journal of Soil Science* 65, S. 40 - 51.
- Weber, J., Karczewska, J., Drozd, J., Licznar, M., S., L., & Jamroz, A. K. (2007). Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal waste composts. *Soil Biology & Biochemistry* 39, S. 1294 - 1302.
- Wei, L., Shutao, W., Jin, Z., & Tong, Z. (2014). Biochar influences the microbial community structure during tomato stalk composting with chicken manure. *Bioresource Technology* 154, S. 148 - 154.
- Werner, W., Scherer, H. W., & Olf, H.-W. (1988). Influence of long-term application of sewage sludge and compost from garbage with sewage sludge on fertility criteria. *Journal of Agronomy and Crop Science* 160, S. 173 - 179.
- Weyers, S. L., & Spokas, K. (2011). Impact of Biochar on Earthworm Populations: A Review. *Applied and Environmental Soil Science* .
- Whalen, J. K., Parmelee, R. W., & Edwards, C. A. (1998). Population dynamics of earthworm communities in corn agroecosystems receiving organic or inorganic fertilizer amendments. *Biol. Fertil. Soils* 27, S. 400-407.
- Wong, M. H. (1985). Phytotoxicity of refuse compost during the progress of maturation. *Environmental Pollution Series A. Ecological and Biological* 37, S. 159 - 174.
- Woods, W., Teixeira, W., Lehmann, J., Steiner, C., Winkler Prins, A., & Rebellato, L. (2009). *Amazonian dark earths: Wim Sombroek's vision*. Springer.
- Wu, H., Lai, C., Zeng, G., Liang, J., Chen, J., Xu, J., Wan, J. (2017). The interactions of composting and biochar and their implications for soil amendment and pollution remediation: a review. *Critical Reviews in Biotechnology* 37, S. 754 - 764.
- Yang, H. I., Lou, K., Rajapaksha, U., A., Ok, Y. S., Anyia, A. O., & Chang, S. X. (2017). Adsorption of ammonium in aqueous solutions by pine sawdust and wheat straw biochars. *Environmental Science and Pollution Research* 25, S. 25638 - 25647.
- Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M., & Zimmerman, A. R. (2012). Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere* (89), S. 1467 - 1471.
- Yoshizawa, S., Tanaka, S., Ohata, M., Mineki, S., Goto, S., Fujioka, K., & Kokubun, T. (2005). *Composting of food carbage and livestock waste containing biomass charcoal*. Proceedings of the International Conference and Natural Resources and Environmental Management, Kuching, Sarawak.
- Yu, O.-Y., Raichle, B., & Sink, S. (2013). Impact of biochar on the water holding capacity of loamy sand soil. *International Journal of Energy and Environmental Engineering* 4.
- Zackrisson, O., Nilsson, M.-C., & Wardle, D. A. (1996). Key ecological function of charcoal from wildfire in the Boreal forest. *Oikos* 77, S. 10 - 19.
- Zech, W., Haumaier, L., & Reinhold, H. (1990). Ecological aspects of soil organic matter in tropical land use. *Humic substances in soil and crop sciences: Selected readings (humic substances)*, S. 187–202.
- Zhang, L., & Sun, X. (2014). Changes in physical, chemical and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresource and Technology* 171, S. 274 - 284.
- Zhang, L., Sun, X., & Tian, Y. G. (2014 b). Biochar and humic acid amendments improve the quality of composted green waste as a growth medium for the ornamental plant *Calathea insignis*. *Scientia Horticulturae* 176, S. 70 - 78.
- Zheng, H. W., Deng, X., Herbert, S., & Xing, B. (2013b). Impacts of adding biochar on nitrogen retention and bioavailability in agricultural soil. *Geoderma* 206, S. 32 - 39.
- Zheng, H., Wang, Z., Deng, X., Zhao, J., Luo, Y., Novak, J., Xing, B. (2013). Characteristics and nutrient values of biochars produced from giant reed at different temperatures. *Bioresource Technology* 130, S. 463 - 471.

Internet

<http://cost.european-biochar.org>. (21.9.2019).

<https://biochar-international.org>. (21.9.2019).

<https://forum.garten-pur.de/index.php?topic=27272.0> (11.3.2019).

<http://www.biochar-international.org>. (14. 3 2019)

<https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/abfallwirtschaft/statistiken/bioabfaelle>
(15.3.2019)

<https://www.bmu.de/download/entwicklung-der-kompostqualitaet-ral-guetesicherung/>(15.3.2019)

[https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/abfallwirtschaft/statistiken/bioabfaelle/
verwendung-von-kompost/](https://www.bmu.de/themen/wasser-abfall-boden/abfallwirtschaft/statistiken/bioabfaelle/verwendung-von-kompost/). (15.3.2019)

[www. Bodenwelten.de/content/was-ist-kompost](http://www.Bodenwelten.de/content/was-ist-kompost) (15.3.2019).

www.ivn.nl.,<https://www.ivn.nl/afdeling/haaksbergen/nieuws/een-nieuwe-kijk-op-compost>.
(14.3.2019)

www.kompost.de (15.3.2019).

<https://www.logidatatech.com/de/anwendungen/kompostierung> (22.10.2019)

<https://www.pflanzenforschung.de/de/themen/lexikon/metabolischer-quotient-10025> (21. 4 2019).

[https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/entsorgung/
bioabfallbehandlung#textpart-1](https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/entsorgung/bioabfallbehandlung#textpart-1). (15.3.2019)

7 Anhang

Anhang A – Ergebnisse der Signifikanztests Teilvorhaben 1

Tab. 7.1: Ergebnisse der Signifikanztests für die mikrobiellen Parameter – steigende Zugaben unbehandelter und aktivierter Biokohle (Anova, mit Posthoc: Tukey oder Tamehane in Abhängigkeit der Varianzhomogenität)

	Biomasse folgende Varianten sind signifikant	Potentielle Ammoniumoxidation folgende Varianten sind signifikant
Biokohle und aktivierte Biokohle	GA2 IR 0% zu GA2 IR 0% + 100% K.	100 % K. zu alle anderen
	GA2 IR 0% zu GA2 IR 0% + 20% a.K.	100 % a.K. zu alle anderen
	GA2 IR 0% zu GA2 IR 0% + 40% a.K.	GA2+40 % a.K. zu GA2+1, 5, 10, 20 % a.K.
	100% K. zu allen anderen	GA2+40 % K. zu GA2+1, 40 a.K.
	GA2 IR 0% + 20% a.K. zu 100% a.K.	GA2+20 % K. zu GA2+40 % K., 1, 5, 10, 20 % a.K.
	GA2 IR 0% + 40 % a.K. zu 100 % a.K.	GA2+10 % K. zu GA2+40 % K & 40 % a.K.
	100 % K. zu 100 % a.K.	GA2+5 % K. zu GA2+40 %K. & 40 % a.K.
		GA2+1 % K. zu GA2+40 % K. .
	GA2 IR 0% zu GA2+1,20 % K. & 40 % a.K.	

Tab. 7.2: Ergebnisse der Signifikanztests für die Pflanzentests – steigende Zugaben unbehandelter und aktivierter Biokohle (Anova, mit Posthoc: Tukey oder Tamehane in Abhängigkeit der Varianzhomogenität)

	Kressetest Phytotoxische Gase	Kresse Pflanzenverträglichkeit	Chinakohl Pflanzenverträglichkeit
Biokohle und aktivierte Biokohle	alle zueinander nicht signifikant	100 % zu allen signifikant.	100 % unbehandelte Kohle zu allen signifikant

Tab. 7.3: Ergebnisse der Signifikanztests – Versuche mit N-reichen Materialien (Urin, Mist, aktivierte BK), (Anova + Posthoc: Tukey oder Tamhane in Abh. der Varianzhomogenität, p = 0,05)

Komposte mit Urin, Mist, Kohle	Biomasse	Potentielle Ammonium- oxidation	Kresse phytotoxische Gase	Kresse Pflanzen- verträglich- keit	Chinakohl Pflanzen- verträglich- keit
GA10.1	M1 - M7: 0,015	M2 - M7: 0,034	alle zueinander nicht sign.		
GA10.2	M4 - M7: 0,035	M4 - M7: 0,011			
GA10.3	M5 - M7: 0,045	M5 - M7: 0,008			
GA10.4	andere zueinander nicht signifikant	andere zueinander nicht signifikant			
GA10.5					
GA10.6					
GA10.7					

Anhang

Tab. 7.4: Ergebnisse der Signifikanztests für die mikrobiellen Parameter - Lagerungsversuche der Komposte und Biokohlekomposte (Anova + Posthoc: Tukey oder Tamhane, oder t-Test)

K/BKK	Vergleich	Mikrobielle Biomasse	Potentielle Ammoniumoxidation
		Signifikanz	
GA2 IR 0%	März 2012 - November 2012	0,000	0,005
	März 2012 - Mai 2015	0,000	0,004
	November 2012 - Mai 2015	0,188	0,016
GA2 IR 15%	März 2012 - Mai 2015	0,000	0,000
GA2 F 0%	März 2012 - Mai 2015	0,000	0,000
GA2 F 15%	März 2012 - Mai 2015	0,000	0,000

Tab. 7.5: Ergebnisse der Signifikanztests für die Pflanzentests - Lagerungsversuche der Komposte und Biokohlekomposte (t-Test)

K/BKK	Vergleich	Kresstest - phytotoxische Gase	Chinakohltest
		Signifikanz	
GA2 IR 0%	März 2012 - November 2012	0,570	0,122
GA2 IR 15%	März 2012 - November 2012	0,480	0,195
GA2 F 0%	März 2012 - November 2012	0,931	0,000
GA2 F 15%	März 2012 - November 2012	0,948	0,797

Tab. 7.6: Ergebnisse der Signifikanztests für die für die mikrobiellen Parameter – Ansäuerungsversuche (Anova + Posthoc: Tukey oder Tamhane in Abh. der Varianzhomogenität, $p = 0,05$)

K/BKK	Vergleich	Basalatmung	mikrobielle Biomasse	Potentielle Ammoniumoxidation
		Signifikanz		
GA11	mit Schwefel - ohne Schwefel	0,000	0,003	0,000
	mit Kohle - ohne Kohle	0,621	0,582	0,824

Anhang B – Ergebnisse der Signifikanztests Teilvorhaben 2Tab. 7.7: Ergebnisse der Signifikanztests (t-Test oder ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für den Gefäßversuch 2011

Gefäßversuch 2011 - Signifikanzen			
Start	End	Signifikanz	
		Biomasse	Potentielle Ammonium-oxidation
Boden	Boden unbepflanzt	0,292	0,035
	Boden bepflanzt		
	Boden bepflanzt - Boden unbepflanzt		
Boden + BK	Boden + BK unbepflanzt	0,024	0,004
	Boden + BK bepflanzt	0,518	0,004
	Boden + BK bepflanzt - Boden+ BK unbepflanzt	0,153	0,833
Boden + 10 Vol.% BKS 15	Boden + 10 Vol.% BKS 15 unbepflanzt	0,061	0,591
Boden + 10 Vol.% BKS 30	Boden + 10 Vol.% BKS 30 unbepflanzt	0,022	0,060
Boden + 50 Vol.-% BKS 15	Boden + 50 Vol.% BKS 15 unbepflanzt	0,002	0,577
	Boden + 50 Vol.% BKS 15 bepflanzt	0,019	
	Boden + 50 Vol.% BKS 15 bepflanzt - Boden + 50 Vol.% BKS 15 unbepflanzt	0,141	
Boden + 50 Vol.-% BKS 30	Boden + 50 Vol.% BKS 30 unbepflanzt	0,050	0,070
	Boden + 50 Vol.% BKS 30 bepflanzt	0,062	
	Boden + 50 Vol.% BKS 30 bepflanzt - Boden + 50 Vol.% BKS 30 unbepflanzt	0,862	

Tab. 7.8: Ergebnisse der Signifikanztests (t-Test oder ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für den Gefäßversuch 2012

Gefäßversuch 2012 - Signifikanzen			
Start	End	Signifikanz	
		Biomasse	Potentielle Ammonium-oxidation
Boden 2	Boden 2	0,210	1,000
Boden 2 + BK	Boden 2 + BK	0,638	1,000
Boden 2 + BKS 15	Boden 2 + BKS 15	0,029	0,000
Boden 2 + BKS 30	Boden 2 + BKS 30	0,000	0,466
Boden 2 + GA2 IR 0%	Boden 2 + GA2 IR 0%	0,002	0,221
Boden 2 + GA2 IR 15%	Boden 2 + GA2 IR 15%	0,296	0,939
Boden 2 + GA3 IR 0%	Boden 2 + GA3 IR 0%	0,563	0,035
Boden 2 + GA3 IR 15%	Boden 2 + GA3 IR 15%	0,000	0,000

*. Die Differenz der Mittelwerte ist auf dem Niveau 0.05 signifikant.

Anhang

Tab. 7.9: Ergebnisse der Signifikanztests (ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane (p = 0,05)) für den Parzellenversuch im Julius Kühn-Institut

Parzellenversuch JKI - Signifikanzen			
Start	End	Signifikanz	
		Biomasse	Potentielle Ammoniumoxidation
Boden 2 - Start 2012	End 2012	1,000	1,000
	2013	0,320	0,975
	2014	0,010	0,226
	2015	0,122	0,997
	End 2012 - 2013	0,999	0,939
	End 2012 - 2014	0,569	0,124
	End 2012 - 2015	0,504	0,998
	2013 - 2014	0,065	0,254
	2013 - 2015	0,296	0,779
	2014 - 2015	1,000	0,051
Boden 2 + BKS 30 - Start 2012	End 2012	0,873	0,005
	2013		0,038
	2014		0,000
	2015		0,129
	End 2012 - 2013		0,666
	End 2012 - 2014		0,037
	End 2012 - 2015		1,000
	2013 - 2014		0,007
	2013 - 2015		0,995
	2014 - 2015		0,183
Boden 2 + BK - Start 2012	End 2012	0,812	0,999
	2013		0,145
	2014		1,000
	2015		0,213
	End 2012 - 2013		0,057
	End 2012 - 2014		1,000
	End 2012 - 2015		0,314
	2013 - 2014		0,120
	2013 - 2015		1,000
	2014 - 2015		0,209

Die Differenz der Mittelwerte ist auf dem Niveau 0.05 signifikant.

Tab. 7.10: Ergebnisse der Signifikanztests (ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für den Parzellenversuch Kummersdorf

Parzellenversuch KU - Signifikanzen			
Start	End	Signifikanz	
		Biomasse	Potentielle Ammonium-oxidation
Boden 3 - Start 2012	End 2012	0,089	0,998
	2013		0,925
	2014		0,971
	2015		0,057
	End 2012 - 2013		0,539
	End 2012 - 2014		1,000
	End 2012 - 2015		0,081
	2013 - 2014		0,234
	2013 - 2015		0,002
	2014 - 2015		0,007
Boden 3 + BKS15 - Start 2012	End 2012	1,000	0,716
	2013	0,432	0,003
	2014	1,000	0,012
	2015	0,001	0,015
	End 2012 - 2013	0,439	0,093
	End 2012 - 2014	1,000	0,176
	End 2012 - 2015	0,003	0,080
	2013 - 2014	0,185	0,999
	2013 - 2015	0,009	0,038
	2014 - 2015	0,000	0,009

Die Differenz der Mittelwerte ist auf dem Niveau 0.05 signifikant.

Tab. 7.11: Ergebnisse der Signifikanztests (ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für die versuchsübergreifende Darstellung zum Vergleich der Start- und Endwerte

Versuchsübergreifende Auswertung - Signifikanzen			
Start	End	Signifikanz	
		Biomasse	Potentielle Ammoniumoxidation
Böden	Böden	1,000	1,000
Böden + BK	Böden + BK	1,000	1,000
Böden + Kompost	Böden + Kompost	0,036	0,961
Böden + BKS	Böden + BKS	0,000	0,889

Tab. 7.12: Ergebnisse ANOVA, Posthoc-Test: Tukey-HSD

ANOVA_Mehrfachvergleiche - Tukey-HSD			
Biomasse		Signifikanz	
		BM_Start	BM_End
Boden	Boden+BK	,996	,940
	Boden+K	,001	,000
	Boden+BKK	,000	,000
Boden+BK	Boden	,996	,940
	Boden+K	,009	,000
	Boden+BKK	,000	,000
Boden+K	Boden	,001	,000
	Boden+BK	,009	,000
	Boden+BKK	,508	,765
Boden+BKK	Boden	,000	,000
	Boden+BK	,000	,000
	Boden+K	,508	,765

Die Differenz der Mittelwerte ist auf dem Niveau 0.05 signifikant.

Tab. 7.13: Ergebnisse ANOVA, Posthoc-Test: Tukey-HSD

ANOVA_Mehrfachvergleiche - Tukey-HSD			
Potentielle Ammoniumoxidation		Signifikanz	
		Nit_Start	Nit_End
Boden	Boden+BK	,974	,901
	Boden+K	,339	,000
	Boden+BKK	,004	,000
Boden+BK	Boden	,974	,901
	Boden+K	,199	,000
	Boden+BKK	,002	,000
Boden+K	Boden	,339	,000
	Boden+BK	,199	,000
	Boden+BKK	,440	,005
Boden+BKK	Boden	,004	,000
	Boden+BK	,002	,000
	Boden+K	,440	,005

Die Differenz der Mittelwerte ist auf dem Niveau 0.05 signifikant.

Tab. 7.14: Ergebnisse ANOVA, Posthoc-Test: Tukey-HSD, Tamhane (p = 0,05)

ANOVA_Mehrfachvergleiche, ^{a)} Tukey-HSD, ^{b)} Tamhane			
Mikrobielle Biomasse		Signifikanz	
		BM_Start ^{a)}	BM_End ^{b)}
Boden 2 + GA2 IR 0%	Boden 2 + GA2 IR 15%	0,325	0,999
Boden 2 + GA3 IR 0%	Boden 2 + GA3 IR 15%	0,353	0,000

Anhang

Tab. 7.15: Ergebnisse ANOVA, Posthoc-Test: Tukey-HSD, Tamhane ($p = 0,05$)

ANOVA_Mehrfachvergleiche, ^{a)} Tukey-HSD, ^{b)} Tamhane			
Potentielle Ammoniumoxidation		Signifikanz	
		BM_Start ^{a)}	BM_End ^{b)}
Boden 2 + GA2 IR 0%	Boden 2 + GA2 IR 15%	0,996	0,017
Boden 2 + GA3 IR 0%	Boden 2 + GA3 IR 15%	0,660	0,354

Tab. 7.16: Ergebnisse t-Test, ($p = 0,05$)

T-Test		
Regenwurmfluchttest		Signifikanz
Boden 2	Boden 2 + BK	0,014
Boden 2	Boden 2 + GA2 IR 0%	0,000
Boden 2	Boden 2 + GA2 IR 15%	0,000
Boden 2 + GA2 IR 0%	Boden 2 + GA2 IR 15%	0,867

Tab. 7.17: Ergebnisse der Signifikanztests (ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane ($p = 0,05$)) für die versuchsübergreifende Darstellung zum Einfluss der Zugabemenge auf die mikrobielle Biomasse

Versuchsübergreifende Auswertung - Signifikanzen					
Biomasse		Signifikanz			
		Startwerte		Endwerte	
		BKS 15	BKS 30	BKS 15	BKS 30
Boden	+10 Vol%BKS15	0,000	0,086	1,000	1,000
	+25Vol%BKS15	0,003	0,000	0,000	0,513
	+50Vol%BKS15	0,000	0,000	0,000	0,000
+10Vol%BKS15	Boden	0,000	0,086	1,000	1,000
	+25Vol%BKS15	0,748	0,628	0,009	0,938
	+50Vol%BKS15	0,000	0,195	0,000	0,004
+25Vol%BKS15	Boden	0,003	0,000	0,000	0,513
	+10Vol%BKS15	0,748	0,628	0,009	0,938
	+50Vol%BKS15	0,000	0,285	0,000	0,000
+50Vol%BKS15	Boden	0,000	0,000	0,000	0,000
	+10Vol%BKS15	0,000	0,195	0,000	0,004
	+25Vol%BKS15	0,000	0,285	0,000	0,000

Anhang

Tab. 7.18: Ergebnisse der Signifikanztests (ANOVA + Posthoc-Test: Tukey-HSD oder Tamhane (p = 0,05)) für die versuchsübergreifende Darstellung zum Einfluss der Zugabemenge auf die nitrifizierenden Mikroorganismen

Versuchsübergreifende Auswertung - Signifikanzen					
Potentielle Ammoniumoxidation		Signifikanz			
		Startwerte		Endwerte	
		BKS 15	BKS 30	BKS 15	BKS 30
Boden	+10Vol%BKS15	0,351	0,994	0,509	0,022
	+25Vol%BKS15	0,010	0,180	0,000	0,000
	+50Vol%BKS15	0,000	0,000	0,000	0,000
+10Vol%BKS15	Boden	0,351	0,994	0,509	0,022
	+25Vol%BKS15	0,294	0,448	0,002	0,000
	+50Vol%BKS15	0,004	0,001	0,215	0,000
+25Vol%BKS15	Boden	0,010	0,180	0,000	0,000
	+10Vol%BKS15	0,294	0,448	0,002	0,000
	+50Vol%BKS15	0,011	0,009	0,091	0,001
+50Vol%BKS15	Boden	0,000	0,000	0,000	0,000
	+10Vol%BKS15	0,004	0,001	0,215	0,000
	+25Vol%BKS15	0,011	0,009	0,091	0,001

Anhang C – X-Achsen Bezeichnung der versuchsübergreifenden Abbildungen aus Kapitel 4.1.5.3

	Abb. 4.41, 4.43, 4.45, 4.47	Abb. 4.51	Abb. 4.53	Abb. 4.55
K vs. BKK	GA2 IR 0%	GA2 IR 0%	GA2 IR 0%	GA2 IR 0%
	GA2 IR 15%	GA2 IR 15%	GA2 IR 15%	GA2 IR 15%
	GA3 IR 0%	GA3 IR 0%	GA3 IR 0%	GA3 IR 0%
	GA3 IR 15%	GA3 IR 15%	GA3 IR 15%	GA3 IR 15%
	GA8 IR 0%	GA8 IR 0%	GA8 IR 0%	GA8 IR 0%
	GA8 IR 15%	GA8 IR 15%	GA8 IR 15%	GA8 IR 15%
	GA10 IR 0%	GA10 IR 0%	GA10 IR 0%	GA10 IR 0%
	GA10 IR 15%	GA10 IR 15%	GA10 IR 15%	GA10 IR 15%
	GA11 IR 0%	GA11 IR 0%	GA11 IR 0%	GA11 IR 0%
	GA11 IR 15%	GA11 IR 15%	GA11 IR 15%	GA11 IR 15%
BK-Menge	UA-S100-U1	UA-S100-U1		
	UA-S85-U1	UA-S85-U1		
	UA-S70-U1	UA-S70-U1		
	UA-S50-U1	UA-S50-U1		
	UA-BK100-U1	UA-BK100-U1		

Anhang

	Abb. 4.41, 4.43, 4.45, 4.47	Abb. 4.51	Abb. 4.53	Abb. 4.55
BK vs. Akt. BK mit steigender Menge	GA2 IR 0%		GA2 IR 0%	GA2 IR 0%
	+ 1% K.		+ 1% K.	+ 1% K.
	+ 5% K.		+ 5% K.	+ 5% K.
	+ 10% K.		+ 10% K.	+ 10% K.
	+ 20% K.		+ 20% K.	+ 20% K.
	+ 40% K.		+ 40% K.	+ 40% K.
	100% K.		100% K.	100% K.
	+ 1% a.K.		+ 1% a.K.	+ 1% a.K.
	+ 5% a.K.		+ 5% a.K.	+ 5% a.K.
	+ 10% a.K.		+ 10% a.K.	+ 10% a.K.
	+ 20% a.K.		+ 20% a.K.	+ 20% a.K.
	+ 40% a.K.		+ 40% a.K.	+ 40% a.K.
	100% a.K.		100% a.K.	100% a.K.
N-reich	GA 10.1	GA 10.1	GA 10.1	GA 10.1
	GA 10.2	GA 10.2	GA 10.2	GA 10.2
	GA 10.3	GA 10.3	GA 10.3	GA 10.3
	GA 10.4	GA 10.4	GA 10.4	GA 10.4
	GA 10.5	GA 10.5	GA 10.5	GA 10.5
	GA 10.6	GA 10.6	GA 10.6	GA 10.6
	GA 10.7	GA 10.7	GA 10.7	GA 10.7
Urin	UA-S85-U1			
	UA-S85-U2			
	UA-S85-U3			
	UA-S85-U4			
Lagerung	GA2 IR 0%	GA2 IR 0%		GA2 IR 0%
	GA2 IR 15%	GA2 IR 15%		GA2 IR 15%
	GA2 F 0%	GA2 F 0%		GA2 F 0%
	GA2 F 15%	GA2 F 15%		GA2 F 15%
Schwefel	GA 11.1			
	GA 11.2			
	GA 11.3			
	GA 11.4			
Herstellung	GA2 F 0%	GA2 F 0%	GA2 F 0%	GA2 F 0%
	GA2 F 15%	GA2 F 15%	GA2 F 15%	GA2 F 15%
	GA2 IR 0%	GA2 IR 0%	GA2 IR 0%	GA2 IR 0%
	GA2 IR 15%	GA2 IR 15%	GA2 IR 15%	GA2 IR 15%
	GA2 F 0% WV	GA2 F 0% WV	GA2 F 0% WV	GA2 F 0% WV
	GA2 F 15% WV	GA2 F 15% WV	GA2 F 15% WV	GA2 F 15% WV
	GA2 IR 0% WV	GA2 IR 0% WV	GA2 IR 0% WV	GA2 IR 0% WV
	GA2 IR 15% WV	GA2 IR 15% WV	GA2 IR 15% WV	GA2 IR 15% WV

Curriculum Vitae

Der Lebenslauf ist in der Online-Version aus Gründen des Datenschutzes nicht enthalten.

Publikationen, Vorträge & Poster

Veröffentlichungen

Friede, K.; Köglmeier, E., Worzyk, F.; Vogel, I., Terytze, K.; Babin, D.; Smalla, K. **(In Bearbeitung)**
Effects of biochar, composts and biochar-composts on the activity and composition of microbial communities in an uncontaminated and a PAH-contaminated soil.

Friede, K.; Wagner, R.; Krüger, C.; Worzyk, F.; Vogel, I.; Rößler, K.; Schatten, R.; Terytze, K. (2016):
Die Herstellung und Anwendung von Biokohle und Biokohlesubstraten – Bericht über
Forschungsvorhaben der Freien Universität Berlin, In: Das Terra Preta-Phänomen - eine
kreislaufbasierte Bioökonomie, Schriftenreihe des Europäischen Köhlerverband.

Vogel, I.; Terytze, K.; Wagner, R.; Worzyk, F.; **Friede, K.;** Schatten, R.; Rößler, K. König, N. (2013):
Biochar meets compost – Ergebnisse unterschiedlicher Einsatzbereiche. Kongreßband ANS-
Abfallwirtschaft meets biochar. Potsdam 02/03/10/2013. S. 149-158

Terytze, K., Vogel, I., Rößler, K., **Friede, K.;** Worzyk, F., Schatten, R., Wagner, R., Haubold-Rosar, M.,
Rademacher, A., Weiß, U., Weinfurtner, K., Drabkin, D., Zundel, S., Trabelsi, S. (2012): Sustainable
land-use by regional energy and material flow management using “Terra-Preta-Technology” on
military conversion areas and low-yield-locations (LaTerra). In: Geophysical Research Abstracts, Vol.
14, EGU2012

Terytze, K.; Worzyk, F.; Vogel I. **Friede, K.;** Schatten R. Einsatz von Pflanzenkohlesubstraten zur
Beschleunigung des Abbaus organischer Kontaminanten S. 145, Fricke K.; Bergs C.-G., Kammann, C.;
Quicker P., Wallmann R. [Hrsg] In Second INTERREG NSR Biochar Conference Biokohle im Blick:
Herstellung, Einsatz und Bewertung, 73. Symposium des ANS e.V. Berlin 19. Und 20. September 2012

Terytze, K.; Vogel, I.; Worzyk, F.; **Friede, K.;** Schatten, R. und R. Wagner (2011): LaTerra – Ein
Verbundvorhaben stellt sich vor. Altlasten spektrum 4 (2011), 184-185

Schott, J.; **Friede, K.;** Langer-Jaesrich, M.; Mohr, S. (2011): Sind zusätzliche Makrophytentests für eine
sichere Herbizid-Risikobewertung von Auxinen und Fettsäuresynthese-Hemmern notwendig?, SETAC
Tagungsband, 16. Jahrestagung Ökotoxikologie und Umweltchemie, Landau (Pfalz), 18-20.09.2011

Vorträge

Einsatz von Biokohlesubstraten zur Verbesserung der Bodenqualität auf militärischen Altlastflächen
im Landkreis Teltow-Fläming, Kolloquium am Julius Kühn-Institut, Berlin, 03. September 2015

Biological Properties of Biochar-composts, Cooperation between Hebrew University of Jerusalem
and Freie Universität Berlin, Rehovot, Jerusalem 14./15 October 2012, Israel

Biologische Eigenschaften von Biokohlekomposten und deren Wirkungen auf die
Lebensraumfunktion von Böden. TerraBoGa-Workshop, 23.-24. Juni 2015 in Berlin

Posterpräsentationen

Friede, K., Terytze, K., Vogel, I., Worzyk, F., Rößler, K., Schatten, R., Wagner, R. (2012): Degradation of PAH- and MHC-contaminations in soils and improvement of low-yield-locations by using "Terra-Preta-Technology" – LaTerra, European Geoscience Union (EGU), 22.-27. April 2012 in Wien

Friede, K., Terytze, K., Vogel, I., Worzyk, F., Rößler, K., Schatten, R., Wagner, R. (2011): Sustainable land-use by regional energy and material flow management using "Terra-Preta-Technology" on military conversion areas and low-yield-locations (LaTerra), European Biochar Symposium, Halle (Saale), 26.-27.09.2011

Schott J.; Langer, M.; **Friede, K.;** Mohr, Sylvia (2010): Are additional macrophyte tests necessary for a safe risk assessment of auxins and fatty acid synthesis inhibitors? 16. Jahrestagung der Society of Environmental Toxicology and Chemistry –German-Language-Branch e.V. (SETAC GLB) Ökotoxikologie und Umweltchemie, Landau (Pfalz), 18-20.09.2011