

Eberhard Karls Universität Tübingen
Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät
Fachbereich Geowissenschaften
Fachbereich Biologie

Der Einfluss von Biokohle auf die Nährstoffverfügbarkeit im Boden und die Pflanzenaufnahme

Bachelorarbeit im Studiengang Geoökologie (B.Sc.)
vorgelegt von

Lorena Mattes
Matrikel-Nr.: 3613342

Prüfer:
Prof. Yvonne Oelmann
Prof. Andreas Kappler

Tübingen, den 20.08.2014

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	5
Abstract	6
Abbildungsverzeichnis	7
Tabellenverzeichnis	8
1. Einleitung	9
2. Grundlagen und Theorie	9
2.1 Nährstoffkreisläufe	9
2.1.1 Stickstoff	9
2.1.2 Phosphor	10
2.2 Allgemeine Informationen über Biokohle	11
2.2.1 Definition und Herstellungsweise	11
2.2.2 Eigenschaften	13
2.2.3 Anwendungsgebiete	17
2.3 Ziele der Arbeit	19
3. Material und Methoden	20
3.1 Probenahme	20
3.1.1 Bodenproben	20
3.1.2 Biokohle	21
3.1.3 Aufwuchsversuch	22
3.2 Bodenchemische Methoden	23
3.2.1 Messung des Wassergehalts	23
3.2.2 Bestimmung des pH-Werts	23
3.2.3 Pflanzenaufschluss	23
3.2.4 Messung des mineralischen Stickstoffs	24
3.2.5 Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphors	24
3.3 Statistik	25
4. Ergebnisse	26
4.1 Substrat	26
4.2 Wassergehalt	26
4.3 pH-Wert	28
4.4 Stickstoffgehalt	29
4.5 Biomasse	35
4.6 Phosphorgehalte	35

4.6.1	Mineralischer Phosphor im Boden	35
4.6.2	Gesamter Phosphor in der Biomasse	36
5.	Diskussion	38
5.1	Wassergehalt	38
5.2	pH-Wert	39
5.3	Stickstoffgehalt	40
5.4	Biomasse	44
5.5	Phosphorgehalte	45
6.	Fazit und Ausblick	48
7.	Danksagung	50
8.	Eidesstattliche Erklärung	51
9.	Literaturverzeichnis	52
10.	Anhang	56

Zusammenfassung

Die Produktion und Anwendung von Biokohle verspricht, zu der Lösung einiger schwerwiegender Probleme in der heutigen Zeit beizutragen. Es existieren bereits zahlreiche Forschungsansätze zu der Frage, inwieweit Biokohle die negativen Effekte der Klimaerwärmung mindern, Vorteile im Abfallmanagement bringen, einen Beitrag zur ökologischen Energieproduktion bieten und nicht zuletzt eine Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit leisten könne.

Diese Arbeit soll als Teil des „Projekts Biokohle“, das durch die Gründung des Klimagartens südlich des Wilhelm-Schickard-Instituts auf dem Sand durch eine studentische Initiative 2012 ins Leben gerufen wurde, einen Beitrag zur Forschung mit Biokohle leisten. Es soll untersucht werden, in welchem Ausmaß Biokohle die Pflanzenverfügbarkeit der Makronährstoffe Stickstoff und Phosphor beeinflusst.

Dazu wurden in einem Aufwuchsversuch mit Gartenkresse (*Lepidium sativum* L.) unterschiedliche Szenarien realisiert. Dazu wurde Biokohle in jeweils verschiedenen Anteilen (0%, 1%, 2%, 3%, 5% und 10%) dem Substrat zugesetzt. Nach knapp zwei Wochen Wachstumszeit wurden der mineralische und damit pflanzenverfügbare Stickstoff des Bodenmaterials, der anorganische Phosphor des Bodens, sowie der gesamte Phosphorgehalt der Biomasse quantifiziert. Darüber hinaus wurden der gravimetrische Wassergehalt und der pH-Wert der Bodenlösung gemessen.

Es wurden teilweise signifikante Effekte auf den Wassergehalt und den pH-Wert festgestellt, wie auch auf den Gehalt an mineralischem Stickstoff im Boden, respektive Nitrat/Nitrit und Ammonium. Der Wassergehalt wies etwas geringere Werte auf, während der pH-Wert leicht erhöht war. Die Nitrat-/Nitritwerte nahmen zum Teil zu, während die Ammoniumgehalte etwas verringert waren. Den Phosphatgehalt des Bodenmaterials und den gesamten Phosphorgehalt der Biomasse hat die Zugabe von Biokohle allerdings nicht beeinflusst.

Da aktuell sich widersprechende Forschungsergebnisse bestehen, ist es unbedingt notwendig, die Forschung an und mit Biokohle weiter zu betreiben. Vor allem sind größer angelegte Langzeituntersuchungen in situ unerlässlich, welche die Bedingungen der Landwirtschaft im Freiland am ehesten widerspiegeln und auch Ergebnisse liefern würden, die einen allgemeinen Trend darstellen könnten.

Abstract

The production of biochar and application into soil could help in solving some of the most urgent problems nowadays. There are already various studies that examine the possible effects of biochar concerning mitigating climate change, altering the recent waste management, providing a green energy production and enhancing the fertility of soils.

This bachelor thesis acts as a part of the “Projekt Biokohle”, which was found due to a students’ initiative in 2012, with the purpose to contribute to the research with biochar. They initiated the so-called “Klimagarten” south of the Wilhelm-Schickard-Institut (Sand 1). The goal of this study is to examine the influence of biochar on the availability of two macro nutrients, nitrogen and phosphorus.

Therefore, different scenarios were realized in a pot trial with garden cress (*Lepidium sativum* L.): the substrate was enriched with different amounts of biochar (0%, 1%, 2%, 3%, 5% and 10%). After barely two weeks of growth time, the mineral and thus plant available nitrogen, the inorganic phosphorus of the soil and the total phosphorus of the biomass were quantified.

Moreover, the gravimetric water content and the pH of the soil solution were determined.

There were significant effects on the water content and the pH, together with an impact on the amount of nitrogen in the soil, respectively on the amount of nitrate/nitrite and ammonia. The water content partly decreased, whilst the pH was slightly raised. The amount of nitrate/nitrite was increased to some extent, whereas the content of ammonia was a bit reduced. There was no effect on the content of phosphate in the soil and phosphorus in the biomass.

Because there are many diverging results, it is absolutely necessary to invest in the biochar research. It is especially essential to realize large-scale and long-term in situ studies, which correspond mostly with the open-land farming. Moreover, they will most likely produce those results, which represent a general trend.

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 2.2.1-1:** Entwicklung der Struktur von Biokohle bei immer größer werdenden HTT (Downie et al. 2009). **12**
- Abb. 2.2.1-2:** Typische Zusammensetzungen von Biokohle bei unterschiedlichen Pyrolysebedingungen (Brown 2009). **13**
- Abb. 2.2.2-1:** Porosität von Biokohle (Thies & Rillig 2009). **14**
- Abb. 2.2.2-2:** Änderungen in den Konzentrationen von N, P und K je nach Produktionstemperatur (Chan & Xu 2009). **15**
- Abb. 2.2.2-3:** Verfügbarer Phosphor (durch Bicarbonat extrahierbar) als Prozentsatz vom gesamten Phosphor (Chan & Xu 2009). **16**
- Abb. 2.2.3:** Vier mögliche Anwendungsgebiete für Biokohle (Lehmann & Joseph 2009). **17**
- Abb. 3.1.1-1:** Probenahme im Klimagarten südlich des Wilhelm-Schickard-Instituts, Foto: Johannes Harter. **20**
- Abb. 3.1.1-2:** Ah-Horizont (0-13cm) des Bodens südlich des Instituts, Foto: Johannes Harter. **21**
- Abb. 3.1.3:** Aufwuchsversuch am ersten Tag. **22**
- Abb. 4.1:** Mittelwerte des Substrats (Boden + Biokohle) [g] in den Töpfchen. **26**
- Abb. 4.2-1:** Mittelwerte des gravimetrischen Wassergehalts [%] \pm Standardfehler des Mittelwerts. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an. **27**
- Abb. 4.2-2:** Lineare Regression des gravimetrischen Wassergehalts. **27**
- Abb. 4.3-1:** Mittelwerte der pH-Werte \pm zweifache Standardabweichung der Mittelwerte. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an. **28**
- Abb. 4.3-2:** Lineare Regression der pH-Werte. **29**
- Abb. 4.4-1:** Mittelwerte des mineralischen Stickstoffgehalts der Bodenproben [$\frac{mg}{kg}$] \pm einfacher Standardfehler der Mittelwerte. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an. **30**
- Abb. 4.4-2:** Vergleich der linearen und quadratischen Regression der Stickstoffgehalte mit dem Treatment. **31**
- Abb. 4.4-3:** Lineare und exponentielle Regression des Stickstoffgehalts mit dem Wassergehalt. **31**

- Abb. 4.4-4:** Mittelwerte des Nitrat-/Nitritgehalts der Bodenproben [$\frac{mg}{kg}$] \pm Standardfehler der Mittelwerte. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an. **32**
- Abb. 4.4-5:** Mittelwerte des Ammoniumgehalts der Bodenproben [$\frac{mg}{kg}$] \pm Standardfehler der Mittelwerte. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an. **33**
- Abb. 4.4-6:** Vergleich der Mittelwerte von den Nitrat-/Nitritgehalten und Ammoniumgehalten [$\frac{mg}{kg}$]. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an. **34**
- Abb. 4.4-7:** Vergleich von Regressionen in Bezug auf die Korrelation des Verhältnisses von Nitrat/Nitrit zu Ammonium und den Treatments. **34**
- Abb. 4.5:** Mittelwerte der Biomasse [g] \pm einfacher Standardfehler. **35**
- Abb. 4.6.1:** Mittelwerte der mineralischen Phosphorgehalte der Bodenproben [$\frac{mg}{kg}$] \pm Standardfehler der Mittelwerte. **36**
- Abb. 4.6.2:** Mittelwerte des totalen Phosphorgehalts der Kresseproben [$\frac{g}{kg}$] \pm Standardfehler der Mittelwerte. **37**
- Abb. 5.5:** Adsorption von Phosphat durch Biokohle (Lehmann 2007). **47**

Tabellenverzeichnis

- Tab. 10-1:** Rohdaten zu Substrat, Wassergehalt, pH-Wert, Biomasse und Stickstoffgehalt. **57**
- Tab. 10-2:** Rohdaten zu Nitrat-/Nitritgehalt, Ammoniumgehalt, Phosphorgehalt im Boden und gesamter Phosphor in der Biomasse. **58**

1 Einleitung

Biokohle, in Form von Holzkohle ein Bestandteil der fruchtbaren „Terra Preta de Indio“, könnte möglicherweise dazu beitragen, einige schwerwiegende Probleme in der heutigen Zeit zu lindern. Aufgrund ihrer chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften nimmt sie Einfluss auf die Fruchtbarkeit der „Terra Preta“, was durch zahlreiche Untersuchungen bestätigt wurde (Glaser et al. 2001). „Terra Preta de Indio“ oder „Amazonian Dark Earth“ (ADE) ist eine höchst fruchtbare Schwarzerde in Amazonien, die mithilfe der dort lebenden präkolumbianischen Bevölkerung vor ca. 4000 Jahren aus eher nährstoffarmen Oxisolen entstanden ist (Lima et al. 2002).

In der heutigen Zeit könnte Biokohle dazu beitragen, die Konsequenzen der Klimaerwärmung zu verringern, eine ökologische Energieversorgung voranzubringen, das Abfallmanagement zu verbessern sowie eine höhere Bodenfruchtbarkeit zu gewährleisten (Lehmann & Joseph 2009).

2 Grundlagen und Theorie

2.1 Nährstoffkreisläufe

2.1.1 Stickstoff

Stickstoff ist neben Kalium, Calcium, Magnesium, Phosphor und Schwefel eines der Hauptnährelemente von Pflanzen und Mikroorganismen und macht zudem die größte Menge in der Pflanzensubstanz aus. In der landwirtschaftlichen Praxis wirkt sich Stickstoff als limitierender Faktor aus, da er kaum im Ausgangsgestein und dem sich daraus bildenden Boden enthalten ist. Daher muss er meist in Form von Dünger zugeführt werden.

Eine überhöhte Düngung kann eine Auswaschung von Nitrat und daraus entstehende Boden- und Gewässerversauerung zur Folge haben.

Der Stickstoff gelangt durch die Umwandlung von atmosphärischem N_2 in den Boden. Die Bindung des atmosphärischen Stickstoff durch frei lebende, heterotrophe Bakterien beträgt in gemäßigten Breiten $1-30 \frac{kg \cdot N}{ha \cdot a}$. Rhizobien

(Knöllchenbakterien) sind in der Lage, Stickstoff aus der Atmosphäre zu binden, indem sie eine Symbiose mit Leguminosen eingehen. Voraussetzungen dafür sind durchlüftete Böden, schwach saure bis schwach alkalische pH-Werte und eine ausreichende Verfügbarkeit von Eisen, Molybdän und Cobalt.

Der atmosphärische Stickstoff wird zu über 90% organisch gebunden. Der Gesamtgehalt an Stickstoff beträgt im Oberboden des gemäßigten Klimas $0,7-2 \frac{g}{kg}$ Boden. Für die Pflanzenernährung sind aber lediglich die mineralischen Stickstoffverbindungen, Nitrat und Ammonium, von Bedeutung. Die Umwandlung von labilen N-Verbindungen zu Ammonium, ein anaerober Prozess, wird als N-Mineralisation oder Ammonifikation bezeichnet. Der Prozess ist von Temperatur, Bodenfeuchte und dem pH-Wert abhängig. Wenn die Mikroorganismen nicht den gesamten freigesetzten Stickstoff benötigen, werden die Ammoniumionen adsorbiert oder nitrifiziert. Bei zu geringen Gehalten wird Stickstoff aus der Bodensubstanz von den Mikroorganismen aufgenommen und dadurch immobilisiert.

Nitrifikation bezeichnet die Oxidation von Ammonium zu Nitrat, ist also ein aerober Vorgang. Dabei entstehen auch Zwischenprodukte wie z.B. Stickstoffmonoxid und Lachgas. Die Denitrifikation ist die Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff und findet vorwiegend bei hoher Wassersättigung des Bodens statt (Scheffer / Schachtschabel 2010).

2.1.2 Phosphor

Der größte Speicher von Phosphor sind die Gesteine der Erdkruste, in welchen Phosphor als Phosphat in Apatiten vorliegt. Demnach reichert sich Phosphor durch Verwitterung in den Böden an. In Böden des gemäßigten Klimas treten Phosphorgehalte von $200-800 \frac{mg}{kg}$ auf. In sandigen Böden, wie z.B. Podsolen, können die

Gehalte auch weniger als $100 \frac{mg}{kg}$ betragen.

Im Boden liegt Phosphor hauptsächlich in gebundener Form als Orthophosphat vor. In der Bodenlösung liegen lediglich 0,1% des Gesamtphosphats vor.

Abhängig vom pH-Wert bestehen die anorganischen, pflanzenverfügbaren Spezies $H_2PO_4^-$ (pH=2,1 bis pH=7,2) und HPO_4^{2-} (pH=7,2 bis pH=12,0). Für das bestmögliche Pflanzenwachstum ist eine Konzentration von $0,3-0,8 \frac{mg}{l}$ Phosphat erforderlich.

Das gelöste Phosphat ist im Gleichgewicht mit dem sorbierten Phosphat. Je nach vorherrschendem pH-Wert ist Phosphat dabei an die funktionellen Gruppen von Aluminium- und Eisenoxiden sowie von Tonmineralen gebunden (Scheffer / Schachtschabel 2010). Vor allem im alkalischen Bereich können zum Teil schwerlösliche Calciumphosphate gebildet werden, nachdem Phosphor zuerst an reinem Calcit adsorbiert wurde (Frossard et al. 1995). Die Löslichkeit dieser Phosphate hängt vom Löslichkeitsprodukt ab. Mit sinkender H^+ -Konzentration nimmt die Löslichkeit der Calciumphosphate ab, also mit steigendem pH-Wert. Genau umgekehrt verhält es sich bei Aluminium- und Eisenphosphaten, die sich bei steigender OH^- -Konzentration in Aluminium- und Eisenoxide und -hydroxide umwandeln, wobei dann vermehrt gelöstes $H_2PO_4^-$ abgegeben wird. Die größte Verfügbarkeit von Phosphor ergibt sich aus den Löslichkeiten der Phosphatminerale und liegt im pH-Bereich von 6-6,5.

Bei reduzierenden Bedingungen, z.B. in wassergesättigten Böden, können sorbierte Phosphate von anaeroben Mikroorganismen gelöst werden (Scheffer / Schachtschabel 2010).

2.2 Allgemeine Informationen über Biokohle

2.2.1 Definition und Herstellungsweise

Biokohle ist definiert als das kohlenstoffreiche Produkt, das entsteht, wenn organisches Material bei relativ niedrigen Temperaturen ($>700^\circ\text{C}$) in der Abwesenheit von Sauerstoff verkohlt wird (Lehmann & Joseph 2009).

Je nach Art und Weise der Pyrolyse genannten Herstellungsweise und je nach Ausgangsmaterial unterscheiden sich die verschiedenen Biokohlen in ihren physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften (s. Eigenschaften). Im Gegensatz zur Holzkohle, die bevorzugt als Brennstoff eingesetzt wird, soll Biokohle im Agro- und Umweltmanagement angewendet werden (Singh et al. 2010, Brown 2009) (s. Anwendungsgebiete).

Bekannt ist die Biokohle als Holzkohle in der sogenannten „Terra Preta de Indio“ oder „Amazonian Dark Earth“ (ADE), welche als fruchtbare Schwarzerde vor allem in Zentralamazonien auftritt, wo für gewöhnlich wenig ertragreiche Oxisole vorherrschen. Sie zeichnet sich durch einen besonders hohen Gehalt an SOM (Soil Organic Matter, ca. 35%), durch positive Effekte auf die Nährstoffverfügbarkeit,

hohe pH-Werte, eine größere Wasserspeicherkapazität und eine höhere Kationenaustauschkapazität aus (Glaser et al. 2000, Glaser et al. 2001, Liang et al. 2006, Winsley 2007).

Während des Vorgangs der Pyrolyse nimmt die Anzahl an C=C-Bindungen zu, was bedeutet, dass eine Umwandlung von aliphatischen Kohlenstoffatomen zu aromatischen Kohlenstoffstrukturen stattfindet (Chan & Xu 2009).

Auf der folgenden Abbildung ist erkennbar, wie sich die aromatischen Strukturen mit dem Anstieg der HTT (Highest Treatment Temperature) immer mehr ordnen, wodurch die Stabilität gegenüber mikrobiellem Abbau und Langlebigkeit von Biokohle erklärt werden kann. Zudem nehmen auch die Abstände zwischen den einzelnen Ebenen ab, was zusammen mit der zunehmenden Strukturierung der Moleküle zu einer größeren Oberfläche per Volumeneinheit führt (Downie et al. 2009, Lehmann 2007).

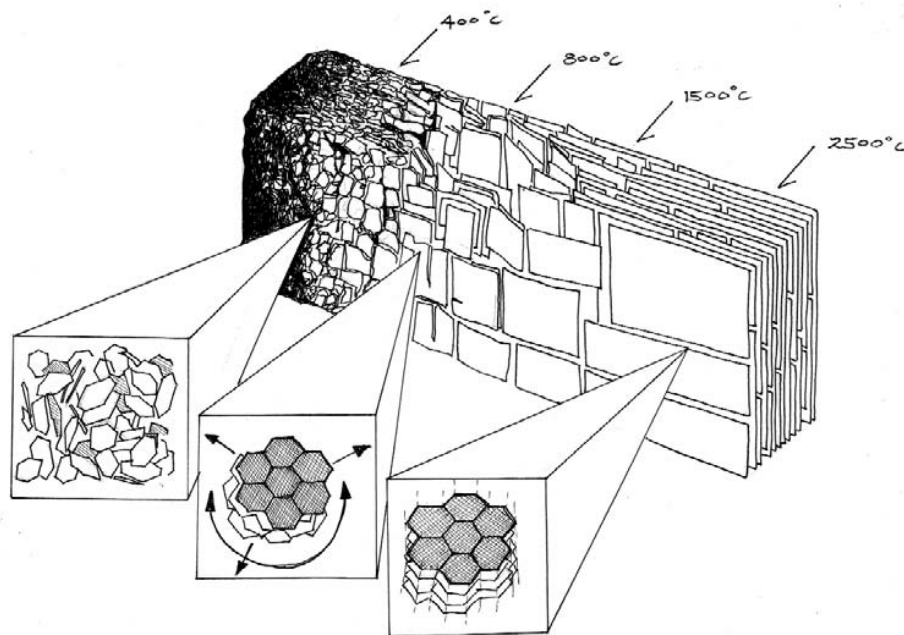


Abb. 2.2.1-1: Entwicklung der Struktur von Biokohle bei immer größer werdenden HTT (Downie et al. 2009).

Je nach der Produktionstemperatur und der Verweildauer unterscheiden sich zudem auch die Anteile an flüssigen, festen und flüchtigen gasförmigen Phasen:

Mode	Conditions	Liquid (%)	Char (%)	Gas (%)
Fast	Moderate temperature ~ 500°C short vapour residence time ~ 1sec	75	12	13
Moderate	Moderate temperature ~ 500°C Moderate vapour residence time ~ 10–20sec	50	20	30
Slow	Moderate temperature ~ 500°C Very long vapour residence time ~ 5–30min	30	35	35
Gasification	High temperature >750°C Moderate vapour residence time ~ 10–20sec	5	10	85

Abb. 2.2.1-2: Typische Zusammensetzungen von Biokohle bei unterschiedlichen Pyrolysebedingungen (Brown 2009).

Auf die physikalischen Eigenschaften haben insbesondere auch die Erwärmungsrate, der Druck, die Eigenschaften des Pyrolyseofens, die Vorbehandlung des Ausgangsmaterials und die Nachbehandlung des Pyrolyseprodukts Einfluss, wobei die Pyrolysetemperatur bei weitem den größten Effekt ausübt (Downie et al. 2009).

Nach Amonette & Joseph (2009) lässt sich der größte Ertrag an Biokohle erzielen, wenn bei dem Herstellungsprozess niedrige HTTs, langsame Aufheizgeschwindigkeiten und hohe Drücke vorherrschen.

2.2.2 Eigenschaften

Zu den physikalisch relevantesten Eigenschaften von Biokohle zählen die große Oberfläche und die Porosität, wie oben bereits angedeutet. Die Porosität nimmt dabei bei Temperaturen zwischen 400°C und 600°C aufgrund Wasserverlust durch Dehydratationsvorgänge signifikant zu (Downie et al. 2009, Amonette & Joseph 2009, Chan & Xu 2009), was chemische Eigenschaften beeinflusst. Die hohe Porosität, vor allem die hohe Anzahl an Makroporen, führt zu einer erhöhten Wasserspeicherfähigkeit von Böden, denen Biokohle zugesetzt wurde. Dieser Vorteil kommt besonders in sandigen Böden zu tragen (Atkinson 2010).

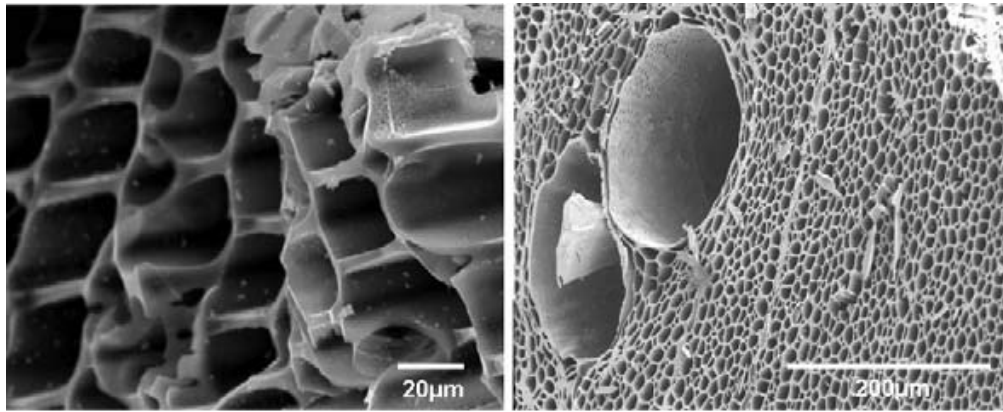


Abb. 2.2.2-1: Porosität von Biokohle (Thies & Rillig 2009).

Die spezifische Oberfläche beeinflusst die wichtigsten Bodenparameter, die mit der Bodenfruchtbarkeit zusammenhängen, wie z.B. den Wassergehalt, die Durchlüftung, den Nährstoffkreislauf und die mikrobielle Aktivität. Biokohlen haben dabei Oberfläche, die zu denen von Tonen vergleichbar sind (bis $750 \frac{m^2}{g}$) (Downie et al. 2009).

Mit zunehmender Temperatur nimmt auch die Kationenaustauschkapazität zu, welche für die Speicherung von Nährstoffen verantwortlich ist (Chan & Xu 2009, Lehmann 2007). Frische Biokohlen weisen eher eine geringe Kationenaustauschkapazität auf, wobei sie mit zunehmendem Alter der Kohlen zunimmt (Hina et al. 2010, Lehmann 2007).

Bezüglich der chemischen Zusammensetzung lässt sich sagen, dass sich die Hauptkomponenten von organischer Biomasse (C, H und O) während des Pyrolyse-Vorgangs verflüchtigen, H und O dabei in proportional größeren Mengen als C (Amonette & Joseph 2009), wodurch ein sehr geringes H/C-Verhältnis entsteht (Krull et al. 2009, Fuertes et al. 2010). K und N verflüchtigen sich ebenfalls bei relativ niedrigen Temperaturen, wie auf der folgenden Abbildung zu sehen ist:

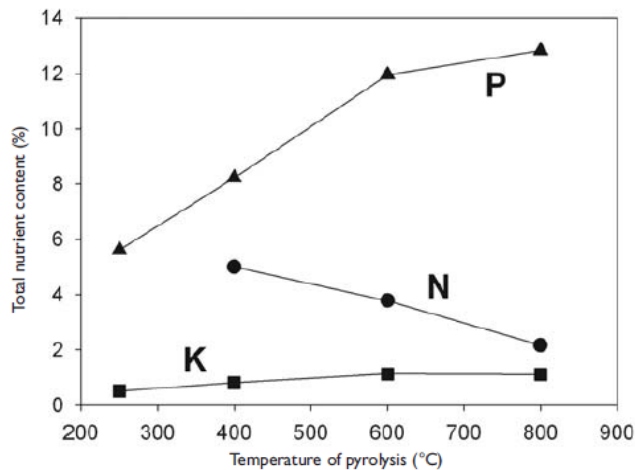


Figure 5.2 Changes in total N, P and K concentrations in biochars produced from sewage sludge at different temperatures

Source: adapted from Shinogi (2004)

Abb. 2.2.2-2: Änderungen in den Konzentrationen von N, P und K je nach Produktionstemperatur (Chan & Xu 2009).

Im Unterschied dazu sind vor allem Mg, P und S bei niedrigen Temperaturen stabil, da sie in organischen Molekülen gebunden sind. Die totalen Gehalte an Makro- und Mikronährstoffen sind extrem variabel, da sie von der Beschaffenheit des Ausgangsmaterials abhängen. Ein hoher Gehalt an Phosphor ist z.B. vor allem bei Biokohlen aus tierischem Ausgangsmaterial zu finden, während eine große Menge an Stickstoff auch in Kohlen aus Überständen der Sojaproduktion enthalten ist. Dabei handelt es sich allerdings stets um den totalen Gehalt an Nährstoffen, die nicht unbedingt pflanzenverfügbar sind, da sie organisch gebunden sein können. Ein Indikator für die Verfügbarkeit von Stickstoff ist das C/N-Verhältnis, welches Schwankungen unterliegen kann. Im Allgemeinen wird ein C/N-Verhältnis von 20 als kritisches Limit angenommen, bei dessen Überschreitung eine Immobilisierung von N stattfindet. Der C/N-Mittelwert von Biokohle liegt ungefähr bei 67 (Chan & Xu 2009).

Des Weiteren zeichnet sich Biokohle, die bei niedrigen Temperaturen pyrolysiert wurde, besonders durch ihre hohe Dichte an Oberflächenladungen in Form von sauren und basischen funktionellen Gruppen aus, welche die Sorptionsfähigkeit beeinflussen (Chan & Xu 2009, Amonette & Joseph 2009). Aus diesem Grund können essentielle Makronährstoffe zurückgehalten und z.B. die Auswaschung von Ammonium reduziert werden (Atkinson 2010).

Im Unterschied zu den meisten Parametern, die sich sehr variabel gestalten können, liegt der pH-Wert von Biokohlen oft im alkalischen Bereich, obwohl Biokohlen in allen pH-Bereichen produziert werden können (Chan & Xu 2009). Faktoren, die den pH-Wert beeinflussen, sind das Ausgangsmaterial, die

Pyrolysebedingungen und der Grad der Oxidation (Lehmann et al. 2011). Inkubationsversuche haben auch gezeigt, dass der pH-Wert innerhalb kürzester Zeit stark abnehmen kann (Chan & Xu 2009, Cheng & Lehmann 2009). Der hohe pH-Wert hängt mit der Konzentration von alkalischen Mineralen zusammen (Lehmann et al. 2011). Cheng und Lehmann (2009) stellten einen Alterungsprozess von Biokohle innerhalb von 12 Monaten über einen Temperaturbereich von -22°C bis 70°C fest. Die Veränderungen bestanden in erhöhten Sauerstoff- und erniedrigten Kohlenstoffgehalten, vermehrt sauren funktionellen Gruppen, niedrigerem pH-Wert und einer größeren negativen Oberflächenladung.

Bezüglich der Verfügbarkeit von Nährstoffen wird angenommen, dass Biokohle eher Einfluss auf die Nährstoffkreisläufe nimmt als dass sie direkt Nährstoffe zur Verfügung stellt.

Auf der Abbildung ist zu erkennen, dass in Biokohle vergleichsweise wenig pflanzenverfügbaren Phosphor enthalten ist:

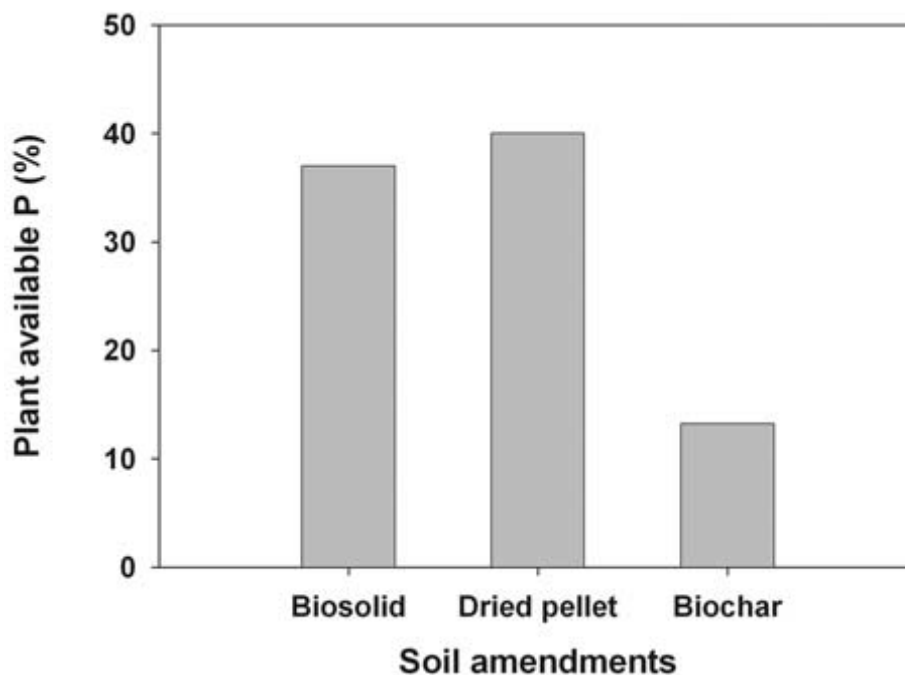


Abb. 2.2.2-3: Verfügbarer Phosphor (durch Bicarbonat extrahierbar) als Prozentsatz vom gesamten Phosphor (Chan & Xu 2009).

In Inkubationsversuchen wurde herausgefunden, dass fast die Hälfte des gesamten Phosphor-Gehalts durch HCL extrahiert werden konnte, d.h. als an Calcium gebundener anorganischer Phosphor vorlag (Chan & Xu 2009).

Es wurden positive Effekte in Bezug auf die Ernteerträge festgestellt, wobei verschiedene Ursachen möglich sind, z.B. Beibehaltung des pH-Werts, Neutralisation von Toxinen und Erhöhung der Wasserspeicherkapazität des Bodens (Chan & Xu 2009). Mikroorganismen, vor allem Bakterien, Actinomyzeten und arbuskuläre Mykorrhiza, können einen Lebensraum in den Poren der Biokohle finden und dadurch in den Nährstoffkreislauf eingreifen, Schadstoffe immobilisieren und mutualistische Symbiosen mit den Pflanzenwurzeln eingehen. Es ist auch wahrscheinlich, dass frei lebende diazotrophe Bakterien, die atmosphärischen Stickstoff zu Ammoniak reduzieren, in den feinen Poren der Biokohle ein Habitat finden (Thies & Rillig 2009, Joseph et al. 2010). Lehmann et al. (2011) berichtet dagegen von einem Rückgang arbuskulärer Mykorrhiza bei gleichzeitiger Zugabe von Dünger.

2.2.3 Anwendungsgebiete

Es lassen sich vier komplementäre und oft synergetische Anwendungsgebiete für Biokohle unterscheiden:

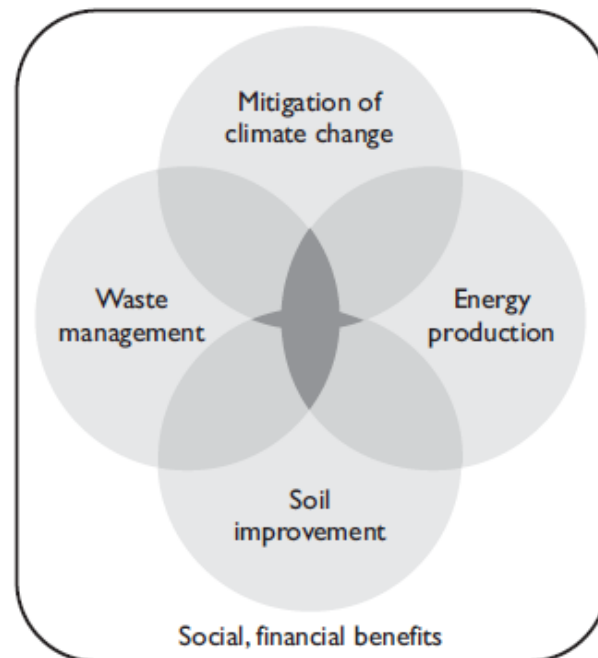


Figure 1.3 *Motivation for applying biochar technology*

Source: Johannes Lehmann

Abb. 2.2.3: Vier mögliche Anwendungsgebiete für Biokohle (Lehmann & Joseph 2009).

Damit Biokohle einen Effekt auf die Minderung des Klimawandels ausübt, muss das Kohlenstoffdioxid, das die Pflanzen durch Photosynthese aufnehmen, welche dann selbst mittels Pyrolyse zu Biokohle transformiert werden, langfristig als Kohlenstoff im Boden sequestriert werden. Dafür muss die Biokohle langfristig stabil bleiben, was durch wissenschaftliche Untersuchungen bestätigt wurde (Lehmann 2007, Lehmann & Joseph 2009). Des Weiteren zeigen Böden mit Biokohle verringerte Emissionen von Lachgas und Methan, welche in starkem Maße zur Klimaerwärmung beitragen (Atkinson 2010, Lehmann 2007).

Zudem ist die Pyrolyse von Biokohle ein energie-autonomer Prozess. Wenn Biokohle als Brennstoff verwendet werden würde, könnte es 25% des jährlichen Verbrauchs an fossilen Brennstoffen der USA ersetzen (Laird 2008). Die meisten Rückstände aus der Landwirtschaft könnten als Ausgangsmaterial für die Herstellung von Biokohle dienen. Ein effizientes Management von organischen Abfällen könnte auch indirekt zur Minderung der Klimaerwärmung beitragen, z.B. durch die Reduktion des industriellen Energieverbrauchs (Lehmann & Joseph 2009).

Die Zugabe von Biokohle zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und Erhöhung der landwirtschaftlichen Erträge als letzter Aspekt ist dabei keine neue Idee. Der Ansatz geht auf die Entdeckung der extremen Fruchtbarkeit der „Terra Preta“ im Vergleich zu den ihr umgebenden Böden zurück, wie oben bereits beschrieben. In den letzten Jahren wurde zusätzlich immer deutlicher, was für Vorteile der Zusatz von Biokohle aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften bringen würde (Lehmann & Joseph 2009).

Nach Atkinson (2010) zeigten über 90% der Studien eine erhöhte Ertragssteigerung im Bereich von 20-220% an. Jeffery et al. (2011) kamen zu dem Schluss, dass die positivsten Effekte auf Ernteerträge bei saurem bis neutralem pH-Wert des Bodens, sowie bei einer groben bis mittleren Textur festgestellt wurden, bei einer Biokohle-Zugabe von $100 \frac{t}{ha}$. In dieser Studie wurde angenommen, dass die effektivsten Mechanismen zur Ertragssteigerung die Kalkung und der Einfluss auf die Wasserspeicherkapazität darstellen (Jeffery et al. 2011).

Major et al. (2010), die vor allem eine Ertragssteigerung im Zeitraum von mehreren Jahren feststellten, führten die höheren Mais-Erträge auf eine bessere Verfügbarkeit von Calcium und Magnesium zurück.

2.3 Ziele der Arbeit

Bis jetzt gibt es eine Vielzahl an Studien, die sich mit dem Effekt von Biokohle auf die nährstoffarmen Böden der tropischen Regionen befassen. Es stellt sich daher die Frage, welchen Einfluss Biokohle auf bereits relativ fruchtbare Böden der gemäßigten Breiten ausübt (Atkinson 2010).

Die vorliegende Arbeit untersucht den „Einfluss von Biokohle auf die Nährstoffverfügbarkeit im Boden und die Pflanzenaufnahme“.

Folgende Untersuchungen sollen durchgeführt werden, die dann mit Hilfe einer statistischen Analyse zur Beantwortung bestimmter Fragestellungen dienen werden:

- Bestimmung des Wassergehalts
- Messung des pH-Werts
- Bestimmung des mineralischen Stickstoffgehalts des Bodenmaterials
- Messung des mineralischen Phosphorgehalts des Bodens
- Bestimmung des gesamten Phosphors der Gartenkresse aus dem Aufwuchsversuch

Im Anschluss an die statistische Auswertung der Ergebnisse sollen folgende Fragen diskutiert werden:

- Lässt sich ein Zusammenhang zwischen dem Anteil an Biokohle und dem Wassergehalt feststellen?
- Lässt sich eine Veränderung des pH-Werts bezüglich der zugesetzten Menge an Biokohle feststellen?
- Erhöht die Zugabe von Biokohle den im Boden vorhandenen mineralischen Stickstoff?
- Wird der Anteil an pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden erhöht?
- Hängt die Nährstoffaufnahme durch *Lepidium sativum* L. vom Verhältnis von Boden zu Kohle ab?

- Wie lässt sich das Toxizitätspotential von Biokohle quantifizieren (vornehmlich 10 % Biokohle)?

3 Material und Methoden

3.3 Probenahme

3.3.1 Bodenproben

Für die Bodenproben des Aufwuchsversuchs wurde Anfang Mai Bodenmaterial vom Ah-Horizont neben der Biokohle-Versuchsfläche südlich des Wilhelm-Schickard-Instituts auf dem Sand mit einer Grabschaufel gewonnen. Anschließend wurde es im Institut für Geowissenschaften in der Hölderlinstr. 12 auf die Korngröße <2 mm gesiebt und bis zum Versuchsaufbau kühl gelagert. Dort wurde auch durch Trocknen von 50 g Boden für 48 Stunden bei 105°C der Wassergehalt des Ausgangsbodens ermittelt.



Abb. 3.1.1-1: Probenahme im Klimagarten südlich des Wilhelm-Schickard-Instituts, Foto: Johannes Harter.



Abb. 3.1.1-2: Ah-Horizont (0-13cm) des Bodens südlich des Instituts, Foto: Johannes Harter.

3.3.2 Biokohle

Die Biokohle, die für den Aufwuchsversuch verwendet wurde, stammt von der schweizerischen Firma „Swiss Biochar“. Sie wurde aus Grünschnittresten bei einer Temperatur von 620°C mittels Pyreg-Technik pyrolysiert. Das Endprodukt setzt sich aus 30% Synthesegas und 70% Biokohle zusammen. Der in Calciumchlorid gemessene pH-Wert liegt bei 8,85. Die Oberfläche der

gemahlene Biokohle beträgt $295 \frac{m^2}{g}$ und die Kationenaustauschkapazität

$118,28 \frac{\mu mol_c}{g}$ (Frick 2013). Der Wassergehalt der Kohle wurde ebenfalls im

Institut für Geowissenschaften bestimmt. Hierfür wurden 20 g der Kohle für ungefähr 40 Stunden bei 110°C getrocknet.

3.3.3 Aufwuchsversuch

Für den Aufwuchsversuch wurden Plastiktöpfe von ca. 11 cm Höhe und 10 cm Durchmesser mit Zellstoff ausgelegt und mit 100 g Boden befüllt. Bezogen auf das Trockengewicht des Bodens und der Kohle, für welches die im geowissenschaftlichen Institut gewonnenen Ergebnisse herangezogen wurden, wurde in 50 der 55 Töpfchen Biokohle in unterschiedlichen Verhältnissen von Boden zu Biokohle hinzugefügt. In jeweils 10 Töpfchen betragen die Verhältnisse 1%, 2%, 3%, 5% und 10% Biokohle zu Boden. Der Blindansatz wurde mit 5 Töpfen durchgeführt. Pro Topf wurden ca. 3 g Samen der Gartenkresse *Lepidium sativum* L. oberflächlich auf dem Boden verteilt, um genügend getrocknetes Material für den Pflanzenaufschluss zu erhalten. Die Töpfe wurden auf einer nach Süden gerichteten Fensterbank positioniert und am ersten Tag auf einen Wassergehalt von 40% eingestellt. Vor dem Wochenende wurden die Töpfchen vorsorglich zusätzlich mit 10 ml Millipore-Wasser bewässert und mit Frischhaltefolie bedeckt, um ein Austrocknen des Bodens zu verhindern. Als die Kresse bereits einige Zentimeter gewachsen war, wurden die Töpfchen bezüglich des Bewässerns alle gleich behandelt, nämlich mit 20 ml Millipore-Wasser gegossen. Nach einer Woche wurden die Töpfchen rotiert, sodass eine gleichmäßige Belichtung gewährleistet war. Nach 12 Tagen wurden einige Zentimeter der Kressesprossen abgeschnitten, für 44 Stunden bei 55°C im Trockenschrank getrocknet und manuell gemörsert.



Abb. 3.1.3: Aufwuchsversuch am ersten Tag.

3.4 Bodenkundliche Methoden

3.4.1 Messung des Wassergehalts

Um den Wassergehalt zu bestimmen, wurde eine definierte Menge an feuchtem Bodenmaterial in einem Gefäß eingewogen (Frischgewicht) und für ca. 24 Stunden bei 105°C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Anschließend wurde das Bodenmaterial für 2 Stunden im Exsikkator abgekühlt, damit es nicht wiederum Feuchtigkeit aus der Umgebungsluft aufnimmt, und mit dem Gefäß ausgewogen (Trockengewicht). Der Wassergehalt wurde nach folgender Formel ermittelt:

$$\text{Wassergehalt(Mass.\%)} = \frac{\text{Frischgewicht[g]} - \text{Trockengewicht[g]}}{\text{Trockengewicht[g]} - \text{Tara[g]}} \cdot 100$$

Dabei ist Tara das Gewicht jedes einzelnen leeren Gefäßes.

3.4.2 Bestimmung des pH-Werts

Für die Bestimmung des pH-Werts wurden nach der DIN ISO 10390 für jedes Töpfchen 10 g trockenes Bodenmaterial in Zentrifugenröhrchen eingewogen, mit 25 ml 0,01 M CaCl_2 -Lösung versetzt und für 2 Stunden horizontal geschüttelt. Der pH-Wert wurde anschließend mit einer Einstabglaselektrode (WTW SenTix® 81) gemessen.

3.4.3 Pflanzenaufschluss

Um das organische Material, hier die gemörserte Kresse, auf Nährstoffe untersuchen zu können, muss sie zuerst einem Säureaufschluss unterzogen werden. Dafür wurde das Mikrowellenaufschlusssystem (MLS GmbH, Start 1500) mit der MLS-Applikation E208 als Aufschlussprogramm ausgewählt. Es wurden 0,25 g der gemörserten Kresse eingewogen und mit 5 ml Millipore-Wasser, 3 ml 30-prozentigem Wasserstoffperoxid (H_2O_2) und 4 ml 65-prozentiger Salpetersäure (HNO_3) versetzt. Bei dem Programm E208 werden die Proben für 30 Minuten aufgeschlossen, indem sie bei einer Leistung von 1000 Watt auf eine Temperatur von 200°C erhitzt werden. Nachdem die Proben einigermaßen abgekühlt waren, wurden sie über phosphorfreie Faltenfilter in 50 ml-Messkolben überführt, da sie einen Bodensatz aufwiesen. Die Messkolben wurden mit Millipore-Wasser auf 50 ml aufgefüllt.

Die Analyse der Proben erfolgte mit einem ICP-OES-Gerät (inductively coupled plasma – optical emission spectrometry, Perkin Elmer, OPTIMA 5300 DV). Vor der Messung mussten die Proben mithilfe eines automatischen Verdünners (HAMILTON, M501) im Verhältnis 1:10 mit der ursprünglichen Matrix verdünnt werden.

3.4.4 Messung des mineralischen Stickstoffs

Für die Analyse der pflanzenverfügbaren Stickstoffverbindungen (Nitrat und Ammonium) wurde zunächst eine Bodenextraktion mit 1 M Kaliumchlorid-Lösung durchgeführt, welche sich nach Mulvaney (1996) als Standardverfahren durchgesetzt hat. Dafür wurden 5 g feldfrischer Boden in PE-Flaschen eingewogen und mit einer Kippipette 50 ml *KCL*-Lösung hinzugefügt. Falls die Extraktion nicht sofort durchgeführt werden kann, empfiehlt es sich, den Boden einzufrieren, da durch den mikrobiellen Abbau von organischer Substanz noch laufend Stickstoff mineralisiert werden kann. Die Proben wurden für eine halbe Stunde horizontal geschüttelt und die Suspension anschließend mit Faltenfilter in neue PE-Flaschen abfiltriert. Die *KCL*-Lösung diente bei der nachfolgenden CFA-Analyse zudem als Auffülllösung bei der Herstellung von Kalibrationsreihen.

Die Extrakte wurden photometrisch bei einer Wellenlänge von 550 nm mit einem Continuous Flow Analyser (CFA, SEAL, AA3) auf Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) untersucht. Dabei wird aus der Probe und speziellen Reagenzien ein Farbkomplex erzeugt, dessen Bildung von den Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen abhängig ist. Nach dem Lambert-Beerschen Gesetz wird die Extinktion eines Lichtstrahls mit bestimmter Wellenlänge gemessen, welche proportional zur Farbstärke der Probe und damit auch zu den in ihr enthaltenen Konzentrationen von Nitrat und Ammonium ist.

3.4.5 Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphors

Für die Messung des mineralischen Phosphors wurde das Extraktionsverfahren nach Olsen (Sims 2000) ausgewählt, bei der eine 0,5 M *NaHCO₃*-Lösung auf den pH-Wert von 8,5 eingestellt wird. Die Olsen-P-Methode wurde 1954 entwickelt, um den Einfluss von Dünger auf Feldfrüchte, die auf kalkhaltigem Boden wachsen, zu untersuchen. Die Methode basiert auf der Verwendung von

Hydrogencarbonat-, Carbonat- und Hydroxidionen im pH-Bereich von 8,5, um die Konzentrationen von Calcium-, Aluminium- und Eisenionen zu verringern, indem Calciumcarbonat ausfällt und Aluminium- und Eisenoxyhydroxide gebildet werden. Die Löslichkeit von Phosphor wird erhöht, weil mehr negative Oberflächenladungen und/oder weniger Sorptionsplätze auf Eisen- und Aluminiumoxiden vorliegen.

Für die Bodenextraktion wurden 3 g an trockenem Bodenmaterial in säuregespülte PE-Flaschen eingewogen, mit 60 ml an 0,5 M $NaHCO_3$ -Lösung versetzt und anschließend für 30 Minuten horizontal geschüttelt. Es wurde keine Aktivkohle hinzugegeben, da die Vermutung bestätigt wurde, dass die Kohle mineralisches Phosphat absorbiert und damit die Ergebnisse verfälscht. Die Suspension wurde dann durch phosphorfreie Faltenfilter filtriert und das Filtrat bei einer Wellenlänge von 660 nm an der CFA gemessen. Aufgrund der starken Braunfärbung des Filtrats wurde ein zweiter Messvorgang ohne den Zusatz von chemischen Reagenzien durchgeführt, um zu quantifizieren, ob fälschlicherweise eine Konzentration von Phosphat aufgrund der Färbung gemessen wurde, was hier nicht der Fall war.

3.5 Statistik

Die statistische Auswertung der Ergebnisse erfolgte mit dem Programm SPSS 22 der Software-Firma IBM.

4 Ergebnisse

4.1 Substrat

Je höher der Anteil von Biokohle ist, desto mehr Substrat ist auch in den einzelnen Töpfchen vorhanden. Die Werte reichen von 100,00 g (0%) bis 110,36 g (10%) Substrat.

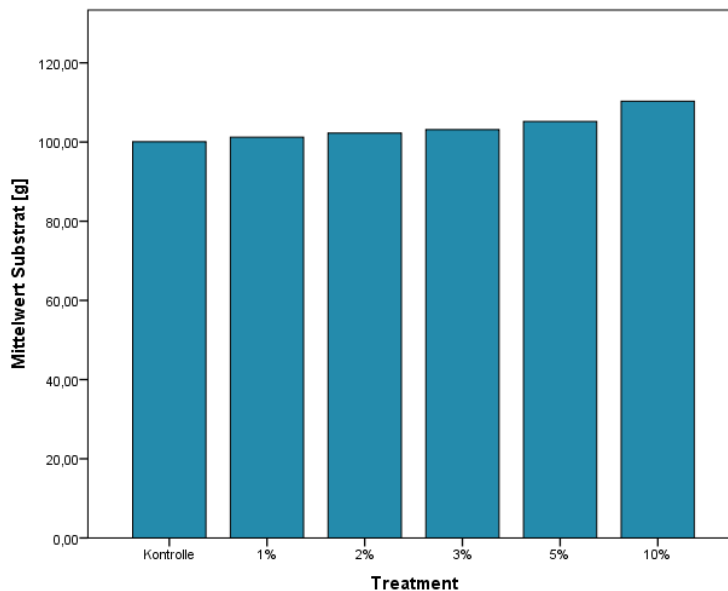


Abb. 4.1: Mittelwerte des Substrats (Boden + Biokohle) [g] in den Töpfchen.

4.2 Wassergehalt

Der gravimetrische Wassergehalt schwankt zwischen 46,46% (10%) und 79,28% (3%).

Obwohl nach Kolmogorov-Smirnov die Normalverteilung gegeben ist, kann keine Analyse der Varianzen (ANOVA) als Omnibusverfahren durchgeführt werden, da nach der Levene-Statistik die Varianzen zwischen den einzelnen Gruppen nicht homogen sind. Aus diesem Grund wird der Tamhane-Mehrfachvergleich als Post-Hoc-Test durchgeführt. Der einzige signifikante Unterschied ($p=0,037$) findet sich zwischen den Treatments 2% und 10%:

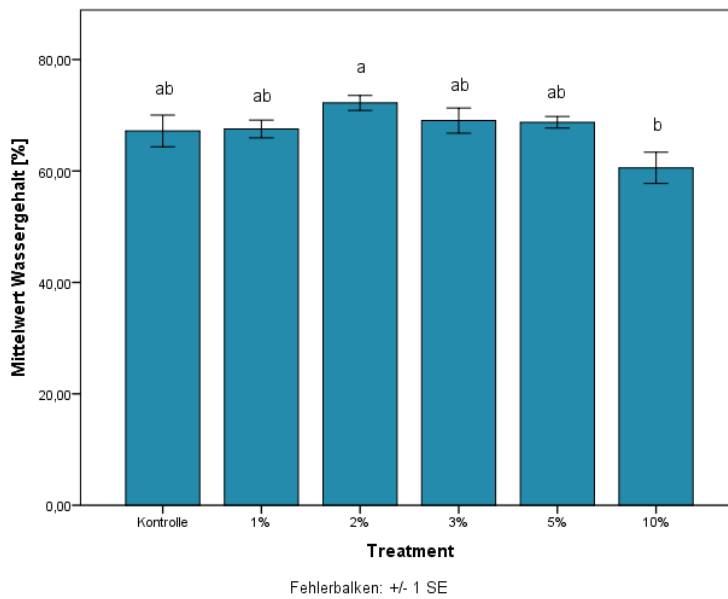


Abb. 4.2-1: Mittelwerte des gravimetrischen Wassergehalts [%] \pm Standardfehler des Mittelwerts. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an.

Eine lineare Regression ist mit $p = 0,002$ signifikant. Die Zahlen auf der x-Achse repräsentieren die unterschiedlichen Treatments. Dabei ist 1 die Kontrolle, 2 das Treatment 1%, 3 das Treatment 2%, 4 das Treatment 3%, 6 das Treatment 5% und 11 das Treatment 10%. Das Bestimmtheitsmaß R^2 , das Quadrat des multiplen Pearson'schen Korrelationskoeffizienten, gibt an, wie viel Prozent der Variation der Wassergehalts-Werte sich mit der linearen Regression erklären lassen und ist in diesem Fall mit $R^2 = 0,173$ eher gering.

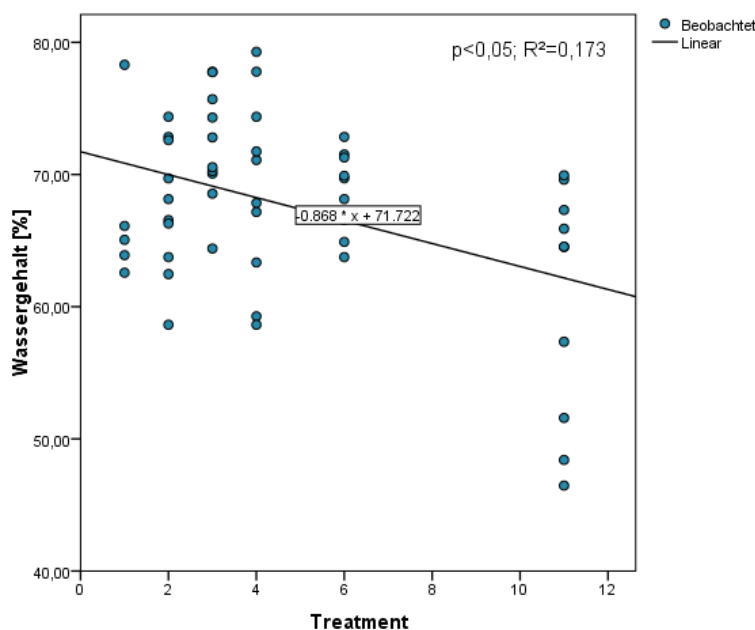


Abb. 4.2-2: Lineare Regression des gravimetrischen Wassergehalts.

4.3 pH-Wert

Die pH-Werte variieren von 7,22 (3%) bis 7,51 (5%).

Um nach dem Kolmogorov-Smirnov-Test eine Normalverteilung zu erhalten, wurden die ursprünglichen Werte delogarithmiert. Nach Welch liegt eine Gleichheit der Mittelwerte ($p=0,099$) vor, weshalb sich eine ANOVA ($p=0,021$) durchführen lässt. Der Post-Hoc-Test nach Bonferroni zeigt auf, dass ein signifikanter Unterschied mit $p<0,05$ lediglich zwischen Treatment 3% und 5% vorliegt:

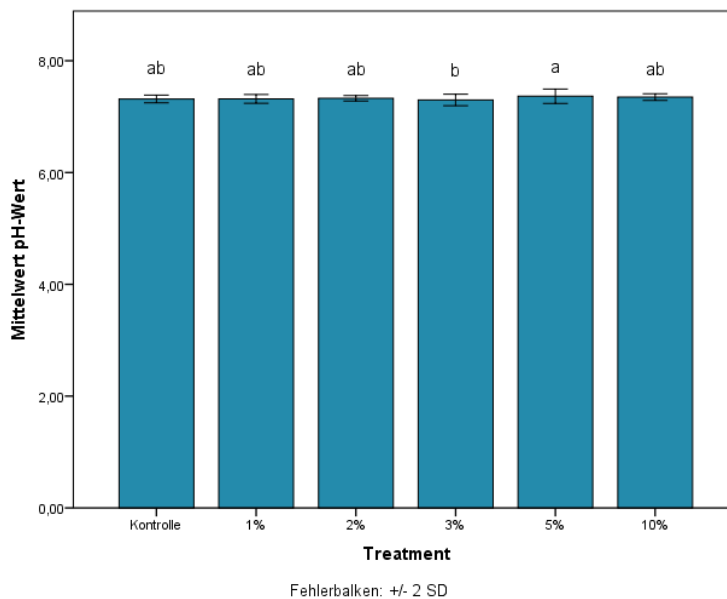


Abb. 4.3-1: Mittelwerte der pH-Werte \pm zweifache Standardabweichung der Mittelwerte. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p<0,05$ an.

Da die Voraussetzung der Linearität nicht gegeben ist, wird der Rangkorrelationskoeffizient einseitig nach Spearman-Rho berechnet. Mit $p=0,01$ ist die Korrelation sehr signifikant. Der Korrelationskoeffizient ist schwach positiv mit $r=0,320$.

Eine lineare Regression ist signifikant ($p=0,032$). Das Bestimmtheitsmaß ist mit $R^2=0,087$ sehr gering, d.h. es können nur ca. 8,7% der Variation der pH-Werte mithilfe der Regression erklärt werden.

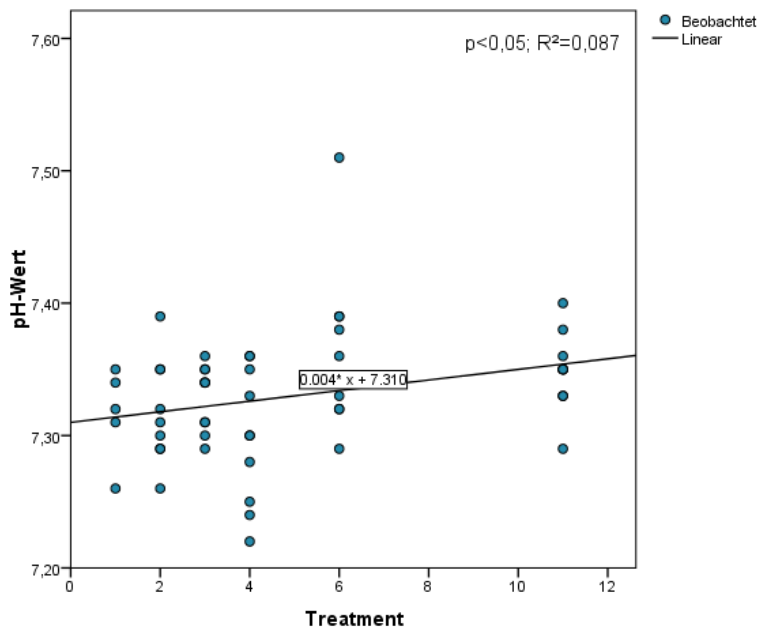


Abb. 4.3-2: Lineare Regression der pH-Werte.

4.4 Stickstoffgehalt

Nach Kolmogorov-Smirnov sind die logarithmierten Stickstoffwerte des Bodenmaterials normalverteilt. Da die Voraussetzung der Varianzhomogenität nach Levene ebenso erfüllt ist ($p=0,949$), kann eine ANOVA mit den logarithmierten Daten durchgeführt werden ($p=0,019$).

Die mineralischen Stickstoffgehalte nehmen Werte von $67,75 \frac{mg}{kg}$ bis $395,45 \frac{mg}{kg}$ an (beides 2%).

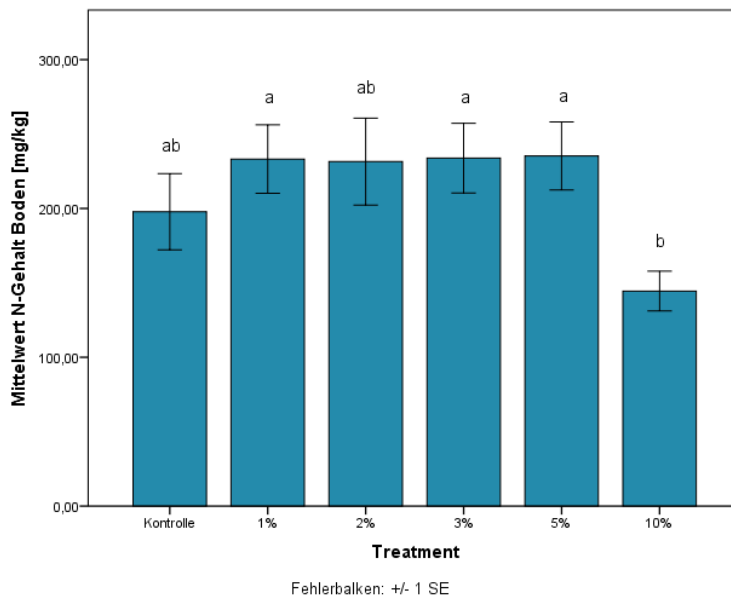


Abb. 4.4-1: Mittelwerte des mineralischen Stickstoffgehalts der Bodenproben [$\frac{mg}{kg}$] \pm einfacher Standardfehler der Mittelwerte. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an.

Eine parametrische bivariate Korrelation von Treatment und Stickstoffgehalt nach Pearson kann durchgeführt werden, da die Normalverteilung und die lineare Beziehung der Daten erfüllt sind. Der einseitige Test liefert einen signifikanten Korrelationskoeffizienten ($p=0,045$) von $r=-0,233$. Die Korrelation ist somit schwach negativ.

Es wurden eine lineare und eine quadratische Regression durchgeführt. Das Bestimmtheitsmaß für die lineare Regression ($R^2=0,128$) ist gering.

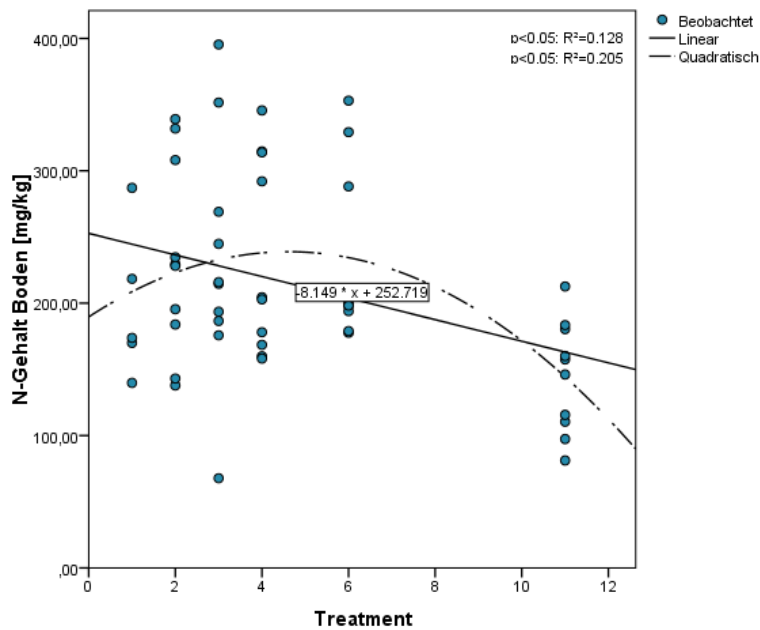


Abb. 4.4-2: Vergleich der linearen und quadratischen Regression der Stickstoffgehalte mit dem Treatment.

Da die Vermutung naheliegt, dass die anorganischen Stickstoffgehalte über den Wassergehalt des Bodens beeinflusst werden, soll dieser Effekt quantifiziert werden. Die Gleichheit der Fehlervarianzen nach Levene ist nicht gegeben. Aus diesem Grund wird eine Analyse der Kovarianzen (ANCOVA) mit dem Wassergehalt als Kovariate ausgeschlossen und stattdessen eine Regression durchgeführt:

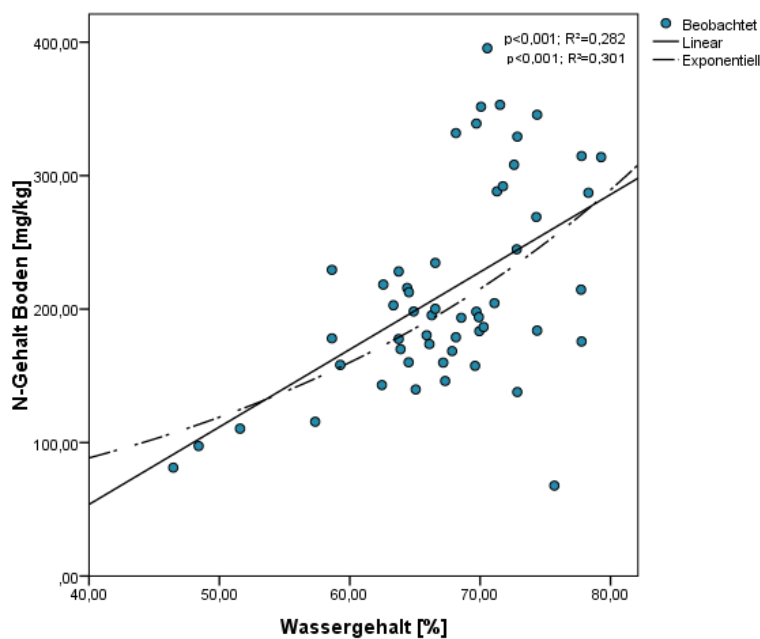


Abb. 4.4-3: Lineare und exponentielle Regression des Stickstoffgehalts mit dem Wassergehalt.

Im Anschluss werden die Unterschiede in den Varianzen der Residuen geprüft, nachdem die Auswirkungen der unterschiedlichen Wassergehalte in den Aufwuchstöpfchen ausgeschlossen werden konnten. Die Normalverteilung nach Kolmogorov-Smirnov und die Gleichheit der Mittelwerte nach Welch sind erfüllt. Die ANOVA ist nicht signifikant ($p=0,547$).

Der mineralische Stickstoffgehalt des Bodens setzt sich aus dem Nitrat-/Nitritgehalt und dem Ammoniumgehalt zusammen.

Die Nitrat-/Nitritgehalte reichen von $2,06 \frac{mg}{kg}$ (1%) bis $99,51 \frac{mg}{kg}$ (5%).

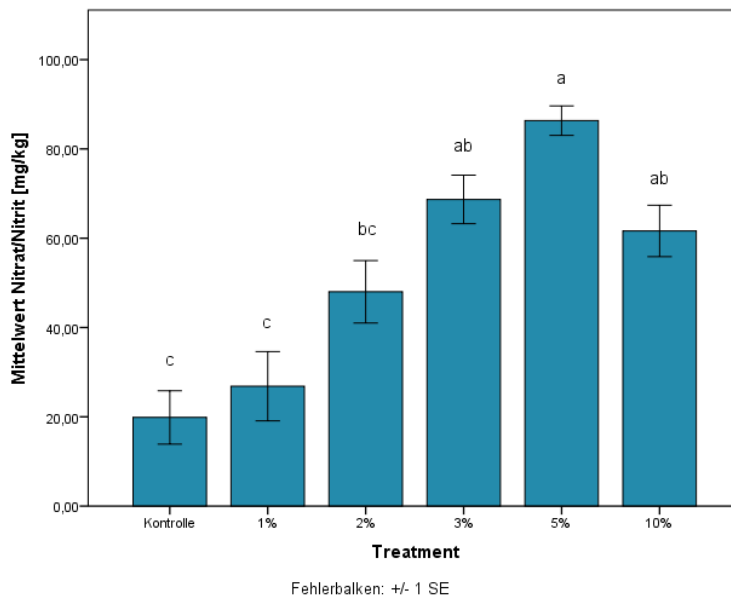


Abb. 4.4-4: Mittelwerte des Nitrat-/Nitritgehalts der Bodenproben $[\frac{mg}{kg}] \pm$ Standardfehler der Mittelwerte. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an.

Eine Analyse der Varianzen (ANCOVA) von Treatment und Nitrat-/Nitritgehalten mit dem Wassergehalt als Kovariate (Levene-Test auf Gleichheit der Fehlervarianzen nicht signifikant, $p=0,064$) ergibt einen hoch signifikanten Einfluss für das Treatment ($p < 0,001$), während dagegen der Wassergehalt keinen signifikanten Effekt ausübt ($p=0,113$).

Ammonium nimmt Werte von $48,18 \frac{mg}{kg}$ (10%) bis $324,89 \frac{mg}{kg}$ an (2%).

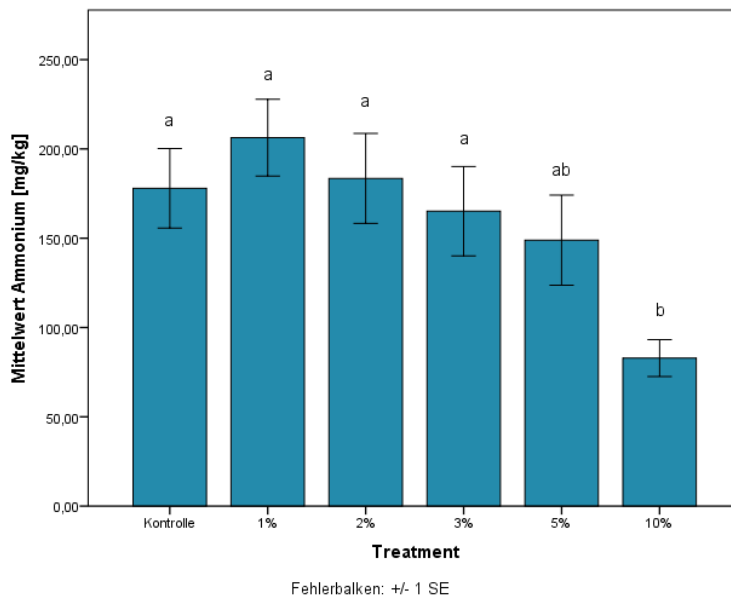


Abb. 4.4-5: Mittelwerte des Ammoniumgehalts der Bodenproben $[\frac{mg}{kg}] \pm$ Standardfehler der

Mittelwerte. Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an.

Bei der ANCOVA von Treatment, logarithmierten Ammoniumgehalten und dem Wassergehalt als Kovariate ergeben sich Signifikanzen für Wassergehalt ($p < 0,001$) und Treatment ($p = 0,011$). Die Fehlervarianzen sind gleich ($p = 0,102$).

Wenn man die ANOVA mit den Treatments für die Residuen Wassergehalt – Ammoniumgehalt durchführen lässt, ergeben sich identische Treatmenteffekte.

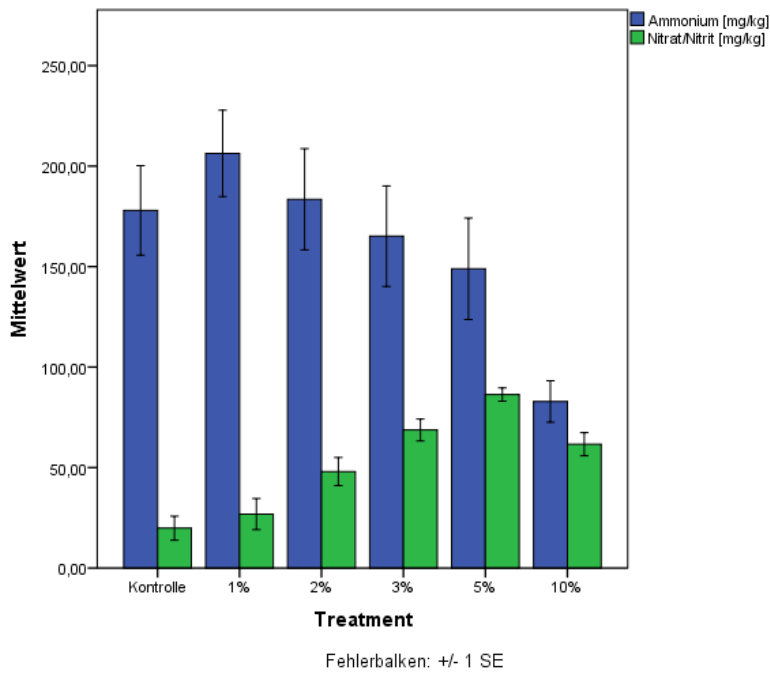


Abb. 4.4-6: Vergleich der Mittelwerte von den Nitrat-/Nitritgehalten und Ammoniumgehalten [$\frac{mg}{kg}$].

Balken mit unterschiedlichen Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede mit $p < 0,05$ an.

Auf der folgenden Abbildung ist das Verhältnis von Nitrat/Nitrit zu Ammonium dargestellt, sowie verschiedene Regressionen im Vergleich. Die Regressionen sind mit $p < 0,001$ durchgehend hochsignifikant. Das Bestimmtheitsmaß für die lineare Regression liegt mit $R^2 = 0,475$ im mittleren Bereich.

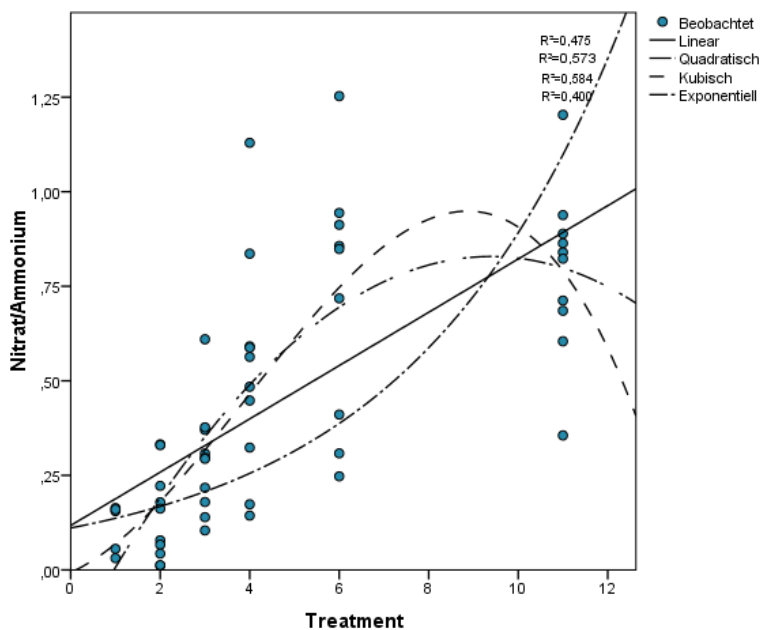


Abb. 4.4-7: Vergleich von Regressionen in Bezug auf die Korrelation des Verhältnisses von Nitrat/Nitrit zu Ammonium und den Treatments.

Die Analyse der Varianzen, sowie der nachträgliche Bonferroni-Test, wurden mit den logarithmierten Ammoniumwerten durchgeführt, da sonst die Kolmogorov-Smirnov-Normalverteilung nicht erfüllt gewesen wäre.

Die Ergebnisse der ANOVA für Nitrat/Nitrit und Ammonium sind hochsignifikant ($p < 0,001$).

4.5 Biomasse

Nach dem Kruskal-Wallis-Test für nicht normalverteilte Daten ist die Verteilung der Biomasse über die Kategorie Treatment identisch.

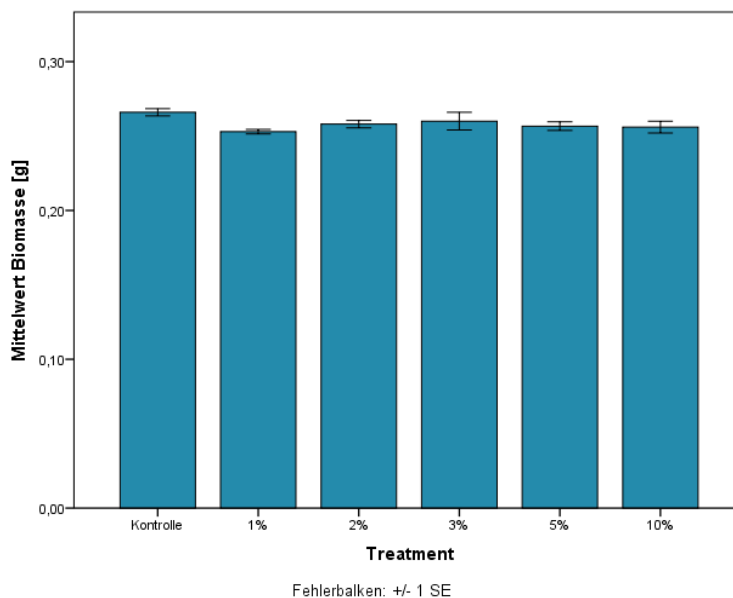


Abb. 4.5: Mittelwerte der Biomasse [g] \pm einfacher Standardfehler.

4.6 Phosphorgehalte

4.6.1 Mineralischer Phosphor im Boden

Der mineralische Phosphor im Boden nimmt Werte von $18,35 \frac{mg}{kg}$ (2%) bis

$52,51 \frac{mg}{kg}$ (Kontrolle) an.

Die ANOVA der Phosphate im Boden wurde mit den logarithmierten Daten durchgeführt, damit die Voraussetzung der Normalverteilung erfüllt war.

Es liegen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianzen vor ($p=0,219$).

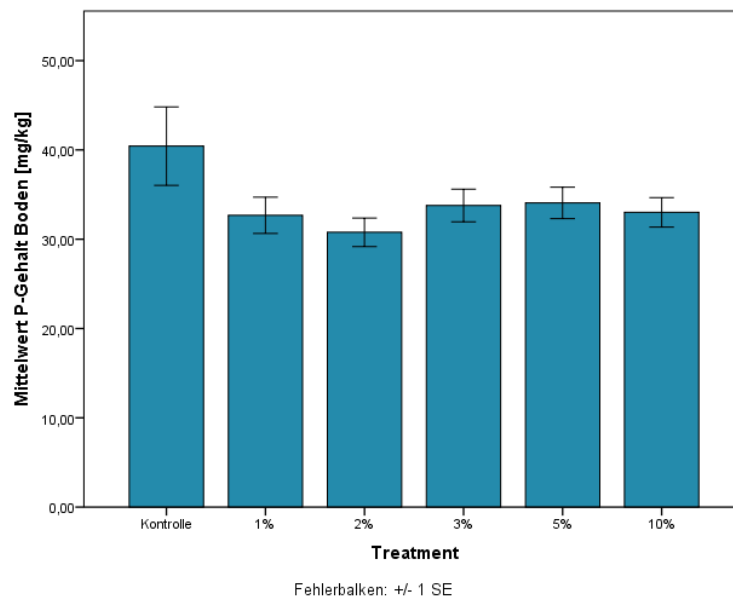


Abb. 4.6.1: Mittelwerte der mineralischen Phosphorgehalte der Bodenproben [$\frac{mg}{kg}$] \pm Standardfehler der Mittelwerte.

4.6.2 Gesamter Phosphor in der Kresse

Der Wertebereich für den gesamten Phosphor der Biomasse geht von $8,84 \frac{g}{kg}$

(3%) bis $18,37 \frac{g}{kg}$ (5%).

Die Werte der ICP-OES-Analyse für den Phosphorgehalt sind normalverteilt. Die Mittelwerte sind nach Brown-Forsythe gleich ($p=0,139$), sodass eine ANOVA durchgeführt werden kann, welche nicht signifikant ist ($p=0,108$).

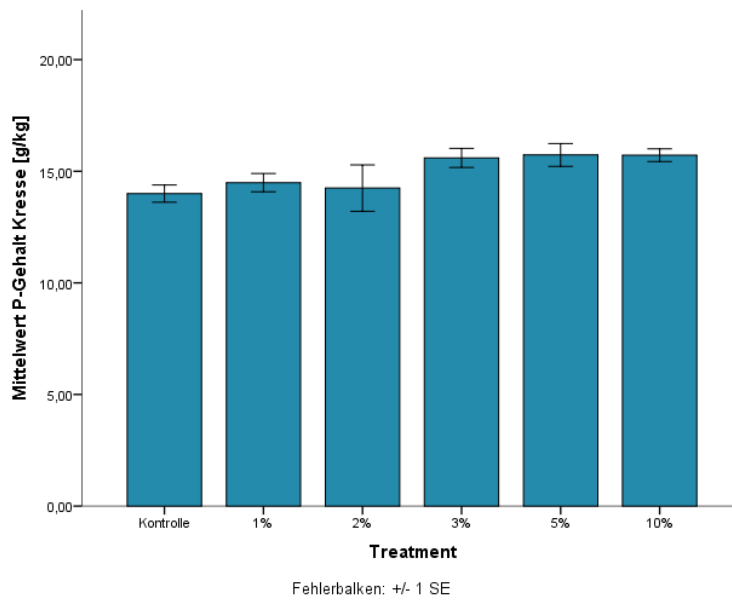


Abb. 4.6.2: Mittelwerte des totalen Phosphorgehalts der Kresseproben $\left[\frac{g}{kg}\right] \pm$ Standardfehler der Mittelwerte.

5 Diskussion

Im Folgenden sollen die Ergebnisse mithilfe bereits bestehender Untersuchungen diskutiert und die oben gestellten Fragen beantwortet werden.

5.1 Wassergehalt

Bei der Betrachtung der Ergebnisse für den Wassergehalt ist auffällig, dass als Ergebnis des Post-Hoc-Tests Tamhane nur zwischen den Treatments 2% und 10% Biokohle signifikante Unterschiede bestehen. Im Diagramm der Mittelwerte ist erkennbar, dass der Mittelwert des 10%-Treatments deutlich geringer ist als die übrigen, obwohl sich nur ein statistischer Unterschied zwischen 2% und 10% feststellen lässt. Die statistische Differenz müsste aufgrund vorliegender Forschungsergebnisse zwischen der Kontrollgruppe und dem Treatment mit der größten Menge an Biokohle liegen, da die Biokohle durch ihre Porosität ein großes Volumen an Wasser speichern kann. Dieses Ergebnis ist möglicherweise auf die Standortbedingungen und den Versuchsaufbau zurückzuführen. Die Töpfchen des Aufwuchsversuchs befanden sich auf einem Fensterbrett, das in Richtung Süden gelegen ist. Bereits nach einem Tag, nachdem die Töpfchen bereits Sonneneinstrahlung ausgesetzt waren und noch nicht durch Abschirmung geschützt waren, wurde erkennbar, dass das Bodenmaterial in einigen Töpfchen trockener war. Zudem standen die Töpfchen in der ersten Woche noch geordnet, was in diesem Falle dazu führen kann, dass Fehler, die auf Standortbedingungen zurückgehen, nicht ausgeschlossen werden können. Nachdem sich bereits etwas Biomasse gebildet hatte, wurden die Töpfchen auch alle gleich behandelt, was bedeutet, dass etwaige bereits bestehende Unterschiede nicht mehr ausgeglichen werden konnten.

Bei der Bestimmung des Wassergehalts wurde das Bodenmaterial mitsamt der darin enthaltenen Kohle getrocknet, was bedeutet, dass auch die Kohle ihre gesamte gespeicherte Wassermasse abgegeben hat. Mit der Wasserspeicherkapazität von Biokohle ist zu verstehen, weshalb das Bodenmaterial vornehmlich des 10%-Treatments sehr viel trockener schien, die Wassergehalte sich jedoch meist nicht signifikant unterscheiden, da die Biokohle bei den Treatments mit höheren Anteilen das Wasser aufgenommen hat.

Glaser et al. (2002) vermuten, dass niedrige Gehalte an SOM für die geringe Wasserspeicherkapazität und Strukturschwachheit von landwirtschaftlich genutzten

Böden verantwortlich gemacht werden können. Die Zugabe von Biokohle könnte aufgrund ihres hohen Anteils an organischem Material die Wasserverfügbarkeit für Pflanzen immens verbessern und Erosion vorbeugen (Glaser et al. 2002), da eine geringe Lagerungsdichte häufig mit einem hohen Anteil an SOM assoziiert wird (Sohi et al. 2009). Die hohe Porosität, vor allem der Anteil an Makroporen (im μm -Bereich), erhöht die Feldkapazität (Atkinson et al. 2010, Downie et al. 2009). Glaser et al. (2002) berichten von einer Zunahme um 18%, wobei der positivste Effekt in sandigen Böden zu verzeichnen ist. Laird et al. (2010a) gelangen ebenfalls zu dem Ergebnis einer geringeren Lagerungsdichte und infolge dessen zu einem größeren gravimetrischen Wassergehalt.

Novak et al. (2012) empfiehlt, je nach Bodenbeschaffenheit die Art des Ausgangsmaterials und der Pyrolyse für die Biokohle zu wählen, um eine Vergrößerung der Wasserspeicherkapazität zu erwirken.

5.2 pH-Wert

Obwohl ein signifikanter Unterschied zwischen den Mittelwerten der Treatments 3% und 5% vorliegt, kann hier nicht von einem starken Effekt von Biokohle auf den pH-Wert ausgegangen werden. Zum Einen unterscheidet sich das Treatment 10% nicht signifikant von dem Kontrolltreatment und den Treatments mit geringerem Biokohleanteil. Zum Anderen lässt sich die Variation der pH-Werte nur zu 8,7% durch eine lineare Regression erklären.

Die in diesem Aufwuchsversuch verwendete Biokohle von Swiss Biochar besitzt einen in CaCl_2 gemessenen pH-Wert von 8,85, gemessen von Hanna Frick im Zuge ihrer Bachelorarbeit (Frick 2013). Dieser pH-Wert ist für eine Biokohle aus den Grüngut-Überresten der Hackschnitzelproduktion noch relativ hoch. Chan et al. (2007) erhält einen in 0,01M Calciumchlorid-Lösung gemessenen pH-Wert von 6,2, wobei seine Biokohle bei einer Temperatur von 450°C pyrolysiert wurde. Nach Chan & Xu (2009) nimmt der pH-Wert bei höher werdenden Pyrolyse-Temperaturen zu. So steigt der pH-Wert von Klärschlamm von 7,7 auf 11,5 bei einem Temperaturanstieg von 400°C auf 600°C. Dadurch kann der hohe pH-Wert dieser Biokohle erklärt werden, die bei 620°C pyrolysiert wurde.

Biokohlen aus Grüngut besitzen in der Regel einen niedrigen Gehalt an Asche, welche für einen hohen pH-Wert verantwortlich gemacht werden kann. Damit erhöhen sie bei Zugabe zum Boden auch nicht dessen pH-Wert (Van Zwieten et al. 2009).

Die meisten Biokohlen weisen alkalische pH-Werte >7 auf, obgleich sie in einem Bereich von pH=4-12 produziert werden können (Lehmann 2007, Lehmann et al. 2011). Der hohe pH-Wert gründet auf dem mengenmäßig großen Anteil von basischen Kationen, in Form von leicht löslichen Calcium-, Magnesium-, Kalium- und Natriumoxide, -hydroxide und -carbonate (Van Zwieten et al. 2009).

Studien belegen, dass der pH-Wert im Laufe der Zeit abnehmen kann. So berichten Cheng & Lehmann (2009) von einer Abnahme des pH-Werts bis zu 2,5 nach einer viermonatigen Inkubationszeit bei 70°C. Nach Nguyen & Lehmann (2009) hängt die Änderung des pH-Werts vom Ausgangsmaterial der Biokohle ab. Nach einer Inkubationszeit fanden sie einen höheren pH-Wert bei Biokohle aus Mais, sowie einen niedrigeren bei Biokohle aus Eiche. Der Grund hierfür liegt in dem hohen Gehalt an basischen Kationen in der Mais-Biokohle, die sich während der Inkubationszeit gelöst haben. In der Biokohle aus Eichenholz haben sich dagegen aufgrund der Oxidation von Kohlenstoff saure Carboxyl-Gruppen gebildet, die zu einer Abnahme des pH-Werts geführt haben.

5.3 Stickstoffgehalt

Bezüglich des Einflusses von Biokohle auf den pflanzenverfügbaren Stickstoff bestehen zwei Möglichkeiten. Entweder stellt die Biokohle selbst mineralischen Stickstoff zur Verfügung, oder sie übt aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften Effekte auf den Stickstoffkreislauf aus, indem sie den Gehalt an pflanzenverfügbarem Stickstoff erhöht.

Wenn man den tatsächlichen Stickstoffgehalt von Biokohlen betrachtet, ist es notwendig zu wissen, dass nur ein Bruchteil des gesamten Stickstoffs auch pflanzenverfügbar ist. Auch wenn nur wenige Informationen zur Verfügung stehen, lässt sich aussagen, dass der mineralische Stickstoffgehalt sehr gering ist (Chan & Xu 2009). Chan et al. (2007) berichten von einem Wert von $<2 \frac{mg}{kg}$ für Biokohle aus

Grüngut, pyrolysiert bei 450°C, wobei der gesamte Stickstoffgehalt bei $1,7 \frac{g}{kg}$ liegt.

Das C/N-Verhältnis beträgt im Mittel 67. Wie oben bereits beschrieben, ist ein C/N-Verhältnis von 20 der kritische Wert von organischen Substraten. Bei Werten oberhalb von 20 würde eine Immobilisierung von Stickstoff durch Mikroorganismen stattfinden. Es wäre möglich, dass trotz des hohen C/N-Verhältnisses viel mineralischer Stickstoff vorhanden wäre, da Biokohle hauptsächlich aus schwer mineralisierbarem Kohlenstoff aufgebaut ist. Dennoch verzeichnen Lehmann et al. (2003) eine verringerte Stickstoffaufnahme in einem zentralamazonischen Anthrosol, welche allerdings wahrscheinlich aufgrund einer erhöhten Phosphorverfügbarkeit nicht den Ertrag minderte. Zudem wurde die Auswaschung von Ammonium signifikant verringert. Damit wäre die Verfügbarkeit von mineralischem Stickstoff auf kurze Zeit geringer, aber würde das Potential für eine Bodenfruchtbarkeit über lange Zeit bieten (DeLuca et al. 2009).

Einige Studien führen teilweise beobachtete Ertragssteigerungen auf einen indirekten positiven Effekt durch Biokohle zurück, indem Biokohle entweder Nährstoffe speichert oder die Effizienz von zusätzlichen Düngern erhöht. Die negativ geladenen Carboxyl-Gruppen auf der Oberfläche der Biokohle adsorbieren hierbei z.B. Ammonium (Chan & Xu 2009, Singh et al. 2010).

Eine weitere Möglichkeit, die dazu führen könnte, dass der Gehalt an mineralischem Stickstoff erhöht wird, besteht in der Adsorption von nitrifikationshemmenden Verbindungen, die ein hohes C/N-Verhältnis besitzen, wie z.B. Phenolen (Van Zwieten et al. 2009, Gundale & DeLuca 2006). Gundale & DeLuca (2006) entdeckten, dass die Nitrifikations- und Ammonifikationsrate in borealen und gemäßigten Wäldern durch Holzkohle, die während eines Waldbrands entstand, erhöht wurden. Es ist zudem denkbar, dass die Biokohle aufgrund ihrer Porosität ausreichend Habitate für heterotrophe und nitrifizierende Bakterien bietet (Gundale & DeLuca 2006). Eine weitere Möglichkeit ist die Herabsetzung der Aktivität von heterotrophen Mikroorganismen und damit Erhöhung der Verfügbarkeit von Ammonium für die Nitrifikation.

Eine Erhöhung des pH-Werts durch die Zugabe von Biokohle kann sich positiv auf autotrophe nitrifizierende Bakterien auswirken, welche eher alkalische Habitate bevorzugen (DeLuca et al. 2009). Van Zwieten et al. (2010) führen die positiven Effekte auf den Ertrag der Biomasse auf die kalkende Wirkung von Biokohle zurück, welche besonders effizient in sauren Böden wäre, wo der toxische Effekt von Aluminium das Pflanzenwachstum verhindern würde. Major et al. (2010) kommen

ebenfalls zu dem Ergebnis, dass die Ertragssteigerung bei ihrer vierjährigen Studie mit einem Oxisol auf eine Erhöhung des pH-Werts zurückzuführen ist.

Wenn Biokohle allerdings einem Boden mit bereits hoher Nitrifikationsrate zugesetzt wurde, wurde kein Effekt beobachtet (Van Zwieten et al. 2009). Gundale & DeLuca (2007) vermuten, dass die Nitrifikationsrate lediglich positiv beeinflusst wird, wenn bereits ein labiler Stickstoffpool vorhanden ist.

Bei ihrem Pflanzversuch auf einem stark verwitterten tropischen Boden entdeckten Steiner et al. (2008) eine erhöhte Aufnahme durch die Biomasse und verringerte Auswaschung von Stickstoff. Die Stickstoffaufnahme war jeweils signifikant höher in den Böden, denen Biokohle, Kompost oder beides zusammen hinzugegeben wurde.

Dagegen kommen Lehmann & Rondon (2006) wiederum zu dem Ergebnis, dass in Böden mit Biokohle, im Gegensatz zu den ADEs, der Gehalt an pflanzenverfügbarem Nitrat gering ist, als Folge von Stickstofffixierung durch Rhizobien.

Die Gehalte an mineralischem Stickstoff im Aufwuchsversuch unterscheiden sich an einer Stelle signifikant. Es besteht kein signifikanter Unterschied zwischen der Kontrollgruppe und den Treatments mit Biokohle, sondern zwischen den Treatments 1%, 3%, 5% und 10%. Das Treatment 10% weist einen deutlich geringeren Mittelwert an mineralischem Stickstoff auf. Wenn man die pflanzenverfügbaren Stickstoffgehalte separat als Nitrat-/Nitritgehalte und Ammoniumgehalte betrachtet, fällt auf, dass die Nitrat-/Nitritgehalt mit zunehmendem Biokohleanteil zunehmen, während die Ammoniumgehalte abnehmen. In der Summe ergeben sich zwischen den verschiedenen Treatments dann keine signifikanten Unterschiede, außer bei dem Treatment mit 10% Biokohle. Hier lässt sich wieder ein auffallend geringerer Nitrat-/Nitritwert verzeichnen. In der Kontrollgruppe dagegen ist der Ammoniumwert etwas kleiner.

Die Nitrat-/Nitritgehalt nehmen insgesamt viel geringere Werte als die Ammoniumgehalte an.

Wie ergeben sich so unterschiedliche Gehalte an Nitrat/Nitrit und Ammonium?

Es ist zu vermuten, dass der Gehalt an mineralischem Stickstoff indirekt durch den Wassergehalt beeinflusst wird. Dafür wird der Stickstoffgehalt mit dem Wassergehalt korreliert und die Residuen auf Unterschiede in den Varianzen getestet. Da keine signifikanten Unterschiede in den Varianzen vorliegen, kann daraus geschlossen werden, dass das Treatment keinen Einfluss auf die Residuen ausübt, sondern die Stickstoffgehalte indirekt über den Wassergehalt beeinflusst werden.

Bei der separaten ANCOVA für Nitrat/Nitrit und Ammonium wird deutlich, dass das Treatment den Nitrat-/Nitritgehalt, dagegen der Wassergehalt den Ammoniumgehalt beeinflusst.

Es ist denkbar, dass die Biokohle mit zunehmender Menge Verbindungen adsorbiert, die sonst die Nitrifikation hemmen würden (Van Zwieten et al. 2009, Gundale & DeLuca 2006). Der auffallend geringere Wert beim Treatment 10% könnte sich dadurch erklären lassen, dass Nitrat/Nitrit aufgrund der hohen Kationenaustauschkapazität von Biokohle an positive Austauschplätze adsorbiert wird. Weil die Biokohle für den Aufwuchsversuch nicht gesiebt wurde, besitzen die einzelnen Kohlestücke einen relativ großen Durchmesser, weswegen bei der Bodenextraktion eventuell nicht mehr alle sorbierten Nitrat-/Nitrit-Ionen herausgelöst werden konnten.

Auch nach Clough & Condon (2010) ist der Stickstoffkreislauf extrem abhängig von den Wassergehalten, da die Diffusion von Sauerstoff in Wasser langsamer verläuft, und weil Nitrifikation bzw. Denitrifikation aerobe bzw. anaerobe Bedingungen benötigen. Diese Ansicht widerspricht teilweise den Ergebnissen für die Nitrat-/Nitritgehalte, da der Einfluss des Wassergehalts für Nitrat/Nitrit nicht signifikant ist und eben die Werte des Treatments 10% um einiges geringer sind. Dagegen korreliert diese Annahme mit den Ergebnissen für die Ammoniumgehalte.

Die abnehmenden Ammoniumwerte lassen sich damit begründen, dass mit größerem Anteil an Biokohle der Lebensraum für stickstofffixierende Bakterien günstiger wird. Nach Steiner et al. (2007) bevorzugen freilebende ammoniumfixierende Mikroorganismen sowie Mykorrhiza schwach alkalische, poröse und deshalb gut durchlüftete Habitats. Beim Treatment 10% unterscheidet sich der Wassergehalt des Bodenmaterials extrem von dem der anderen Treatments, sodass es möglich ist, dass dort eine biologische Stickstofffixierung stattgefunden hat.

Die lineare Regression des Verhältnisses von Nitrat/Nitrit zu Ammonium ist hochsignifikant. Es können 47,5% der Werte durch die Regression erklärt werden. Bei der Nitrifikation wird Ammonium über mehrere Zwischenschritte zu Nitrat umgewandelt. Wenn demnach die Nitrifikation durch äußere Faktoren begünstigt wird, wird mehr Ammonium zu Nitrat umgewandelt. Die Werte nähern sich einander an, wobei bei Treatment 10% ein starkes Abfallen bei beiden Gehalten zu verzeichnen ist.

Weitere Analysen wären notwendig, um sinnvolle Erklärungen für die vorliegenden Ergebnisse finden zu können. Zum Einen wäre es essentiell gewesen, den Stickstoffgehalt der Biomasse zu messen, um die Stickstoffaufnahme quantifizieren zu können. Zum Anderen fehlt eine Analyse des organischen Kohlenstoffs im Boden, damit eine Aussage über das C/N-Verhältnis getroffen werden kann.

5.4 Biomasse

In einigen Studien wurde festgestellt, dass sich die Zugabe von Biokohle positiv auf die Menge des Ertrags auswirken kann.

So führten Chan et al. (2007) eine Studie zu dem Ertrag von Radieschen auf einem Alfisol mit unterschiedlich hohen Zugaben von Biokohle durch. In einem Aufwuchsversuch testeten sie den Einfluss von $10 \frac{t}{ha}$, $50 \frac{t}{ha}$ und $100 \frac{t}{ha}$ Biokohle,

teilweise zusammen mit $100 \frac{t}{ha}$ Stickstoffdüngern. Wenn kein zusätzlicher Dünger ausgebracht wurde, wurde kein Effekt auf den Ertrag festgestellt. Mit dem Dünger wurde eine Ertragssteigerung der Trockenmasse von 95% in der Kontrollgruppe bis 266% bei $100 \frac{t}{ha}$ beobachtet.

Chan et al. (2008) untersuchten die Auswirkungen von zwei Biokohlen aus Überresten der Geflügelproduktion, die bei 450°C und 550°C pyrolysiert wurden. Ohne zusätzliche Zugabe von $100 \frac{t}{ha}$ Stickstoffdünger erzielten beide Biokohlen bei Zugaberaten von $10 \frac{t}{ha}$, $25 \frac{t}{ha}$ und $50 \frac{t}{ha}$ ähnliche Effekte auf den Ertrag der Trockenmasse. Verglichen mit der Kontrollgruppe nahmen die Erträge um 42% bei $10 \frac{t}{ha}$ Biokohle bis 96% bei $50 \frac{t}{ha}$ Biokohle zu. Wenn zusätzlicher Dünger zugesetzt wurde, erhöhten sich die Erträge signifikant, was auf die Bedeutung von Biokohle bezüglich der Verringerung der Auswaschung von Nährstoffen schließen lässt (Jha et al. 2010).

Major et al. (2010) verzeichnen keinen signifikanten Effekt auf den Ertrag von Mais im ersten Jahr nach der Zugabe von $20 \frac{t}{ha}$ Biokohle und zusätzlichem NPK-Dünger.

Im zweiten Jahr nahm der Ertrag um 30%, im dritten Jahr um 140% zu.

Bei der Auswertung der Biomasse aus dem Aufwuchsversuch lassen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianzen der unterschiedlichen Treatments finden. Dieser Umstand deutet darauf hin, dass die Zugabe von Biokohle weder positive noch negative Effekte auf den Ertrag ausübt.

Es ist wichtig anzumerken, dass Kresse eine schnell wachsende Pflanzenart ist und auch auf relativ steriler Watte als Substrat wachsen kann. Daraus kann geschlossen werden, dass Kresse in der Anfangsphase des Wachstums alle benötigten Nährsubstanzen aus den Samen aufnimmt und sich ein sichtbarer Effekt auf den Ertrag erst nach längerer Zeit einstellen würde. Der Aufwuchsversuch war dafür für einen zu kurzen Zeitraum angelegt und lediglich dafür geeignet, kleine Unterschiede in der Nährstoffaufnahme auszumachen.

Dabei steht aber nicht fest, wie sich die Biokohle auf die Aufnahme von mineralischem Stickstoff ausgewirkt hat, wie oben bereits angedeutet. Auch bei einem Anteil von 10% Biokohle wurde kein signifikanter Rückgang der Biomasse beobachtet, woraus sich schließen lässt, dass Biokohle in diesem Fall kein Toxizitätspotential aufweist.

5.5 Phosphorgehalte

Die pflanzenverfügbaren Phosphate im Boden sowie der gesamte Phosphor in der Biomasse unterscheiden sich nicht signifikant. Daraus kann abgeleitet werden, dass Biokohle zumindest keinen positiven Einfluss auf den Gehalt an mineralischem Phosphor im Boden ausübt bzw. auch die Aufnahme durch die Biomasse nicht gesteigert wird.

Das Phosphat im Boden zeigt zudem bei der Kontrollgruppe den höchsten Wert an, allerdings auch mit dem größten Standardfehler, da bei diesem Treatment die wenigsten Replikate realisiert wurden. Bei der Analyse des gesamten Phosphors in der Biomasse ist der Fehler des 2%-Treatments im Vergleich zu den übrigen relativ groß, da hierbei bei der Vorbereitung der Proben mithilfe des Mikrowellenaufschlusssystems Fehler gemacht wurden und zwei Proben leider verworfen werden mussten.

Wie können diese Ergebnisse erklärt werden?

Der Phosphorkreislauf wird im Gegensatz zum Stickstoffkreislauf, der hauptsächlich von Mikroorganismen abhängig ist, stärker von pH-abhängigen abiotischen

Reaktionen kontrolliert. Es sind verschiedene Mechanismen denkbar, die die Verfügbarkeit von Phosphor im Boden beeinflussen. Biokohle könnte direkt mineralischen Phosphor zur Verfügung stellen, einen positiven Effekt auf Mikroorganismen ausüben, die die Mineralisation von Phosphor begünstigen, oder den pH-Wert des Bodens verändern und dabei Auswirkungen auf Metalle haben, die Komplexe mit Phosphor bilden (DeLuca et al. 2009).

Gundale & DeLuca (2006) fanden erhöhte Phosphatwerte in Biokohlen aus Holz als Ausgangsmaterial, vor allem bei eher geringen Pyrolysetemperaturen, wo die Bindungen organischer Phosphatmoleküle lediglich gelockert werden. Glaser et al. (2002) und Lehmann et al. (2003) berichten auch von erhöhten Werten an verfügbarem Phosphat in tropischen Böden, in denen verschiedene verkohlte Materialien zu finden sind. Bei Laird et al. (2010b) bestehen nach 500 Tagen Inkubationszeit signifikante Unterschiede in Mehlich-III-extrahierbarem Phosphor. Auch bei Lehmann et al. (2003) erhöhte sich bei einem Aufwuchsversuch die Aufnahme von Phosphor durch die Zugabe von Holzkohle signifikant.

Nach Liang et al. (2006) kann Biokohle eine erhöhte Ionenaustauschkapazität aufweisen. Durch eine hohe Anionenaustauschkapazität ist es möglich, dass der Gehalt an verfügbarem Phosphor beeinflusst wird, oder der Gehalt an Kationen, die mit Phosphat interagieren. Die positiven Ladungsoberflächen bei einer großen Kationenaustauschkapazität konkurrieren eventuell mit Aluminium- und Eisenoxiden um die Sorption von löslichem Phosphor, wobei Studien zur kurzfristigen Phosphorverfügbarkeit fehlen (DeLuca et al. 2009).

Warnock et al. (2007) betonen besonders, dass die erhöhte Verfügbarkeit von Nährstoffen aufgrund der Zugabe von Biokohle einen Einfluss auf Mikroorganismen haben könnte, welche wiederum die mineralischen Fraktionen an Nährstoffen beeinflussen würden. Durch die Verringerung der Lagerungsdichte und die hohe Anzahl an Poren ist auch hier die Möglichkeit denkbar, dass Mikroorganismen und Mykorrhiza einen Lebensraum finden könnten und in die Stoffkreisläufe eingreifen würden.

Extrem stark wird die Verfügbarkeit von Phosphor durch eine Vielzahl von pH-abhängigen Ausfällungsreaktionen bestimmt. Zum Einen könnten organische Moleküle, die als Sorbens von Phosphor fungieren, selbst durch die Biokohle sorbiert werden, zum Anderen ändert Biokohle den pH-Wert der Bodenlösung und beeinflusst

somit die Interaktionen von Phosphor mit Aluminium-, Eisen- und Calciumionen (DeLuca et al. 2009).

Nach Scheffer / Schachtschabel (2010) liegt die optimale Phosphorverfügbarkeit in der Bodenlösung bei einem pH-Wert von 6-6,5. Bei niedrigeren pH-Werten bilden sich schwerlösliche Aluminium- und Eisenphosphate, im alkalischen Bereich dagegen Calciumphosphate.

Die pH-Werte in dem Aufwuchsversuch für diese Bachelorarbeit sind durch die Zugabe von Biokohle teilweise leicht erhöht. Es liegen pH-Werte von 7,22 bis 7,51 vor. Aus diesem Grund ist es möglich, dass der pflanzenverfügbare Phosphor als Calciumphosphat gebunden wurde.

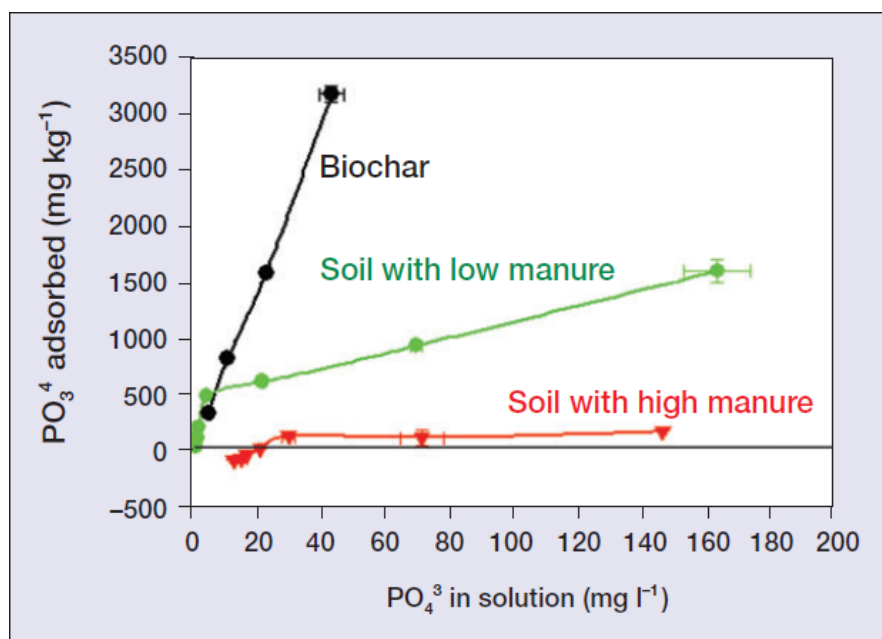


Abb. 5.5: Adsorption von Phosphat durch Biokohle (Lehmann 2007).

Lehmann (2007) zitiert eine Studie, die belegt, dass lösliches Phosphat innerhalb recht kurzer Zeit von Biokohle adsorbiert wird. Bei einer Extraktion würde es zwar wieder herausgelöst werden, wäre aber in sorbierter Form nicht mehr pflanzenverfügbar. Da der Biomasse in dieser Bachelorarbeit nur eine Wuchszeit von knapp zwei Wochen beschert war, ist auch diese Erklärung für die mangelnde Pflanzenaufnahme von Phosphat denkbar.

6 Fazit und Ausblick

Die vorliegende Bachelorarbeit beschäftigte sich mit dem Einfluss von Biokohle auf die Nährstoffkreisläufe von Stickstoff und Phosphor im Boden und die Pflanzenaufnahme durch Gartenkresse (*Lepidium sativum* L.) mithilfe eines Aufwuchsversuchs.

Der Wassergehalt wies nur bei Treatment 10% im Vergleich zum Treatment 2% einen signifikant geringeren Wert auf, wobei es aussagekräftiger wäre, wenn es signifikante Unterschiede zwischen der Kontrolle und den Treatments geben würde. Dieser Umstand könnte auf die ungleichen Standortbedingungen im Labor und die Bestimmung des Wassergehalts vom Bodenmaterial, in dem noch die Biokohle enthalten war, zurückzuführen sein.

Es hat sich ferner herausgestellt, dass der pH-Wert beim Treatment 5% leicht zugenommen hat, der signifikante Unterschied bei Treatment 10% aber leider nicht zu sehen ist. Eine Zunahme des pH-Wert ist meist mit dem hohen Gehalt an alkalischen Ionen in der Biokohle zu erklären. Die unbedeutende Zunahme des pH-Werts in dieser Studie kann mit dem Ausgangsmaterial für die Pyrolyse der Biokohle erklärt werden, da Biokohlen aus Grüngut oftmals eher geringe pH-Werte aufweisen.

Die pflanzenverfügbaren Stickstoffgehalte im Boden, Nitrat/Nitrit und Ammonium, zeigen deutliche Unterschiede zwischen den Treatments. Der Nitrat-/Nitritgehalt nimmt mit höher werdendem Anteil an Biokohle zu, bevor der Wert bei Treatment 10% wieder auffallend geringer ausfällt. Es ist möglich, dass Biokohle nitrifikationshemmende Verbindungen adsorbiert und sie einen geeigneten Lebensraum für nitrifizierende Mikroorganismen bietet.

Der Ammoniumgehalt des Treatments 10% ist signifikant geringer. Die statistische Analyse hat aufgezeigt, dass der Wassergehalt einen starken Einfluss ausübt. Das vorliegende Ergebnis könnte daher durch die Vorliebe von ammonifizierenden Bakterien für feuchte Milieus erklärt werden. Ammonium fungiert zudem als Substrat für die Bildung von Nitrat bei der Nitrifikation, welches teilweise signifikant höhere Werte aufweist.

Die Phosphatwerte des Bodenmaterials sowie der gesamte Phosphorgehalt der Biomasse unterscheiden sich nicht signifikant. Aufgrund des erhöhten pH-Werts bilden sich kaum lösliche Calciumphosphate.

Generell muss leider festgestellt werden, dass die Ergebnisse nicht verallgemeinerbar sind, da der Versuch nur in einem sehr kleinen Maßstab angelegt war, was in dem Rahmen einer Bachelorarbeit auch nicht anders möglich gewesen wäre. Die Anzahl der Replikate war sehr gering und auch unterschiedlich groß, was die statistische Analyse zusätzlich erschwert hat.

Zudem ist die Übertragbarkeit solcher in-vitro Verfahren unter idealen Laborbedingungen auf das Freiland nicht immer gegeben, was vor allem bei dieser Thematik besonders gewünscht gewesen wäre.

Aus diesen Gründen ist es ratsam, die Forschung an Biokohle in Langzeitversuchen im Freiland zu betreiben, um zu versuchen, eine Antwort auf folgende Fragen zu finden (DeLuca et al. 2009):

- Durch welche Mechanismen beeinflusst Biokohle die Mineralisation und Immobilisierung von Stickstoff in verschiedenen Ökosystemen?
- Wird die Verfügbarkeit von Ammonium als pflanzenverfügbarer Nährstoff aufgrund der Adsorption durch Biokohle immens reduziert, oder wird sie erhöht, da Ammonium nach einiger Zeit wieder zur Verfügung gestellt wird?
- Anhand welcher Mechanismen wird die Verfügbarkeit von Phosphor durch Biokohle stimuliert?

Darüber hinaus stellen sich grundsätzliche Fragen zur Herstellungsweise und optimaler Aufwandrate von Biokohle. Es ist überaus wichtig, geeignetes Ausgangsmaterial und spezielle Pyrolysebedingungen zu wählen, je nachdem, welchen Effekt man sich von der Zugabe verspricht. Wie einige Studien gezeigt haben, hängen die Auswirkungen der Zugabe von Biokohle auch von den vorherrschenden Charakteristika des Bodens ab, welche deshalb im Vorhinein bestimmt werden sollten.

7 Danksagung

Ich möchte mich hiermit bei den Menschen bedanken, ohne die diese Arbeit nicht zustande gekommen wäre.

Zuerst gilt mein Dank vor allem Frau Prof. Yvonne Oelmann, die mich von Anfang an mit Ratschlägen begleitet hat und stets eine Antwort auf meine Fragen gehabt hat. Für die Zweitkorrektur möchte ich mich zudem bei Herrn Prof. Andreas Kappler bedanken, der mir auch den ersten Kontakt mit Prof. Oelmann vermittelt hat.

Weiterhin bedanke ich mich bei dem Team aus der Geomikrobiologie, vor allem bei Johannes Harter.

Auch die Hilfe von Sabine Flaiz und Peter Kühn aus dem Bodenkunde-Labor war für die Durchführung des Versuchs und die anschließenden Analysen überaus notwendig. Ferner möchte ich dabei Eleonora Streb, Rita Mögenburg, Lisa-Marie Funke, Elisabeth Sorkau, Nina Hacker, Christiane Nagel, Florian Schneider und insbesondere Rune Michaelis meinen Dank aussprechen.

Zu guter Letzt danke ich meiner Familie und Freunden für ihre Unterstützung und für das Korrekturlesen.

8 Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst, keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und wörtlich sowie inhaltlich übernommene Stellen eindeutig gekennzeichnet habe.

Diese Arbeit war weder vollständig noch in wesentlichen Teilen Gegenstand eines anderen Prüfungsverfahrens.

Tübingen, den 20.08.2014

.....

Lorena Mattes

9 Literaturverzeichnis

- AMONETTE, J.E. & JOSEPH, S. (2009): Characteristics of Biochar: Microchemical Properties. In: LEHMANN, J. & JOSEPH, S. (ed.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, 416 S., 33-52.
- ATKINSON, C. J., FITZGERALD, J. D. & HIPPS, N. A. (2010): Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant and Soil*, 337, 1-18.
- BROWN, R. (2009): Biochar Production Technology. In: LEHMANN, J. & JOSEPH, S. (ed.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, 416 S., 127-146.
- CHAN, K., VAN ZWIETEN, L., MESZAROS, I., DOWNIE, A. & JOSEPH, S. (2007): Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 45, 629-634.
- 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*, 48, 437-444.
- CHAN, K. Y. & XU, Z. (2009): Biochar: Nutrient Properties and Their Enhancement. In: LEHMANN, J. & JOSEPH, S. (ed.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, 416 S., 67-84.
- CHENG, C.-H. & LEHMANN, J. (2009): Ageing of black carbon along a temperature gradient. *Chemosphere*, 75, 1021-1027.
- CLOUGH, T.J. & CONDRON, L.M. (2010): Biochar and the Nitrogen Cycle: Introduction. *Journal of Environmental Quality*, 39, 1218-1223.
- DELUCA, T.H., MACKENZIE, M.D. & GUNDALE, M.J. (2009): Biochar Effects on Soil Nutrient Transformations. In: LEHMANN, J. & JOSEPH, S. (ed.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, 416 S., 251-270.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (1997): DIN ISO 10390: Bodenbeschaffenheit. Bestimmung des pH-Wertes. In: HANDBUCH DER BODENUNTERSUCHUNG 3.5.1A (ed.). Beuth Verlag, Berlin.
- DOWNIE, A., CROSKY, A. & MUNROE, P. (2009): Physical Properties of Biochar. In: LEHMANN, J. & JOSEPH, S. (ed.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, 416 S., 1-12.
- FRICK, H. (2013): Effects of Biochar on Cation Exchange Capacity. Bachelor of Science Thesis in Geocology, 56 S.
- FROSSARD, E., BROSSARD, M., HEDLEY, M.J. & METHERELL, A. (1995): Reactions Controlling The Cycle Of P In Soils. In: THIESSEN, H. (ed.) *Phosphorus in the global environment: transfers, cycles and management*, Vol. 54, 107-157.

FUERTES, A.B., CAMPS ARBESTAIN, M., SEVILLA, M., MACIÁ-AGULLÓ, J.A., FIOL, S., LÓPEZ, R., SMERNIK, R.J., AITKENHEAD, W.P., ARCE, F. & MACIAS, F. (2010): Chemical and structural properties of carbonaceous products obtained by pyrolysis and hydrothermal carbonisation of corn stover. *Australian Journal of Soil Research*, 48, 618-626.

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, 669-678.

GLASER, B., HAUMAIER, L., GUGGENBERGER, G. & ZECH, W. (2001): The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, 88, 37-41.

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, 219-230.

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 B*, 362, 187-196.

GUNDALE, M.J. & DELUCA, T.H. (2006): Temperate and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *Forest Ecology and Management*, 231, 86-93.

GUNDALE, M.J. & DELUCA, T.H. (2007): Charcoal effects on soil solution chemistry and growth of *Koeleria macrantha* in the ponderosa pine / Douglas-fir ecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, 43, 303-311.

HINA, K., BISHOP, P., CAMPS ARBESTAIN, M., CALVELO-PEREIRA, R., MACIÁ-AGULLÓ, J.A., HINDMARSH, J., HANLY, J.A., MACÍAS, F. & HEDLEY, M.J. (2010): Producing biochars with enhanced surface activity through alkaline pretreatment of feedstocks. *Australian Journal of Soil Research*, 48, 606-617.

JEFFERY, S., VERHEIJEN, F.G.A., VAN DER VELDE, M. & BASTOS, A.C. (2011): A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144, 175-187.

JHA, P., BISWAS, A. K., LAKARIA, B. L. & RAO, A. S. (2010): Biochar in agriculture - prospects and related implications. *Current Science*, 99, 1218-1225.

KRULL, E.A., BALDOCK, J.A., SKJEMSTAD, J.O. & SMERNIK, R.J. (2009): Characteristics of Biochars: Organo-chemical Properties. In: LEHMANN, J. & JOSEPH, S. (ed.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, 416 S., 53-65.

JOSEPH, S. D., CAMPS-ARBESTAIN, M., LIN, Y., MUNROE, P., CHIA, C. H., HOOK, J., VAN ZWIETEN, L., KIMBER, S., COWIE, A., SINGH, B. P., LEHMANN, J., FOIDL, N., SMERNIK, R. J. & AMONETTE, J. E. (2010): An investigation into the reactions of biochar in soil. *Australian Journal of Soil Research*, 48, 501-515.

LAIRD, D. A. (2008): The Charcoal Vision: A Win–Win–Win Scenario for Simultaneously Producing Bioenergy, Permanently Sequestering Carbon, while Improving Soil and Water Quality. *Agronomy Journal*, 100, 179.

LAIRD, D. A., FLEMING, P., DAVIS, D. D., HORTON, R., WANG, B. & KARLEN, D. L. (2010a): Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158, 443-449.

LAIRD, D., FLEMING, P., WANG, B., HORTON, R. & KARLEN, D. (2010b): Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158, 436-442.

LEHMANN, J., PEREIRA DA SILVA, J., JR., 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, 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, 403-427.

LEHMANN, J. (2007): Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 381-387.

LEHMANN, J. & JOSEPH, S. (2009): Biochar for environmental management: An Introduction. In: LEHMANN, J. & JOSEPH, S. (ed.) *Biochar for environmental management: Science and Technology*. Earthscan, London, 416 S., 1-12.

LEHMANN, J., RILLIG, M.C., THIES, J., MASIELLO, C.A., HOCKADAY, W.C., CROWLEY, C. (2011): Biochar effect on soil biota – a review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1812-1836.

LIANG, B., LEHMANN, J., SOLOMON, D., KINYANGI, J., GROSSMAN, J., O'NEILL, B., SKJEMSTAD, J. O., THIES, J., LUIZÃO, F. J., PETERSEN, J. & NEVES, E. G. (2006): Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 1719-1730.

LIMA, H.N., SCHAEFER, C.E.R., MELLO, J.W.V., GILKES, R.J. & KER, J.C. (2002): Pedogenesis and pre-Colombian land use of “Terra Preta Anthrosols” (“Indian black earth”) of Western Amazonia. *Geoderma*, 110, 1-17.

MAJOR, J., RONDON, M., MOLINA, D., RIHA, S. J. & LEHMANN, J. (2010): Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant and Soil*, 333, 117-128.

MULVANEY, R.L. (1996): Nitrogen – Inorganic forms. In: SPARKS, D.L. (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 3 – Chemical Methods*. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA.

NGUYEN, B. T. & LEHMANN, J. (2009): Black carbon decomposition under varying water regimes. *Organic Geochemistry*, 40, 846-853.

NOVAK, J.M., BUSSCHER, W.J., WATTS, D.W., AMONETTE, J.E., IPPOLITO, J.A., LIMA, I.M., GASKIN, J., DAS, K.C., STEINER, C., AHMEDNA, M., REHRAH, D. & SCHOMBERG, H. (2012): Biochars Impact on Soil-Moisture Storage in an Ultisol and Two Aridisols. *Soil Science*, 177, 310-320.

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (2010): Lehrbuch der Bodenkunde, Heidelberg, Spektrum Akademischer Verlag.

SIMS, J.T. (2000): Soil Test Phosphorus: Olsen-P. In: PIERZYNSKI, G.M. (ed.): *Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters. Southern Cooperative Series Bulletin*, 396, 20-21.

SINGH, B.P., HATTON, B.J., SINGH, B., 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, 1224-1235.

SOHI, S., LOPEZ-CAPEL, E., KRULL, E. & BOL, R. (2009): Biochar's roles in soil and climate change: A review of research needs. *CSIRO Land and Water Science Report*, 05/09, 64 S.

STEINER, C., TEIXEIRA, W., LEHMANN, J., NEHLS, T., MACÊDO, J., BLUM, W. H. & ZECH, W. (2007): Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and Soil*, 291, 275-290.

STEINER, C., GLASER, B., TEIXEIRA, W.G., LEHMANN, J., BLUM, W.E.H. & ZECH, W. (2008): Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian Ferralsol amended with compost and charcoal. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 893-899.

STEINER, C., DAS, K.C., MELEAR, N. & LAKLY, D. (2010): Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. *Journal of Environmental Quality*, 39, X-X.

THIES, J.E. & RILLIG, M.C. (2009): Characteristics of Biochar: Biological Properties. In: LEHMANN, J. & JOSEPH, S. (ed.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, 416 S., 85-105.

VAN ZWIETEN, L., SINGH, B., JOSEPH, S., KIMBER, S., COWIE, A. & CHAN, K.Y. (2009): Biochars and Emissions of Non- CO_2 Greenhouse Gases from Soil. In: LEHMANN, J. & JOSEPH, S. (ed.) *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, 416 S., 227-249.

VAN ZWIETEN, L., KIMBER, S., MORRIS, S., CHAN, K. Y., DOWNIE, A., RUST, J., JOSEPH, S. & COWIE, A. (2010): Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*, 327, 235-246.

WARNOCK, D., LEHMANN, J., KUYPER, T. & RILLIG, M. (2007): Mycorrhizal responses to biochar in soil – concepts and mechanisms. *Plant and Soil*, 300, 9-20.

WINSLEY, P. (2007): Biochar and bionenergy production for climate change mitigation. *New Zealand Science Review*, 64(1), 5-10.

10 Anhang

Treatment	Substrat [g]	Wassergehalt [%]	pH-Wert	Biomasse [g]	Stickstoff gesamt [mg/kg]
Kontrolle	100,14	78,30	7,34	0,27	287,13
Kontrolle	100,02	63,90	7,32	0,27	169,98
Kontrolle	100,06	65,06	7,31	0,26	139,80
Kontrolle	100,13	62,57	7,35	0,26	218,37
Kontrolle	100	66,11	7,26	0,27	173,77
1%	101,46	74,37	7,39	0,26	183,89
1%	101,31	58,63	7,35	0,25	229,42
1%	101,05	72,85	7,35	0,26	137,86
1%	101,35	66,56	7,31	0,26	234,64
1%	101,16	69,71	7,32	0,25	339,02
1%	101,09	63,75	7,26	0,25	228,18
1%	101,17	68,14	7,29	0,25	331,88
1%	101,16	72,60	7,3	0,25	308,13
1%	101,2	66,29	n.b.	0,25	195,44
1%	101,11	62,46	7,29	0,25	143,11
2%	102,22	70,07	7,34	0,26	351,58
2%	102,42	74,31	7,31	0,26	269,02
2%	102,31	72,81	7,3	0,25	244,83
2%	102,11	77,78	7,35	0,25	175,73
2%	102,48	77,74	7,34	0,26	214,58
2%	102,19	68,55	7,35	0,27	193,52
2%	102,25	64,40	7,31	0,25	215,87
2%	102,15	75,69	7,29	0,26	67,75
2%	102,35	70,26	7,34	0,25	186,58
2%	102,12	70,55	7,36	0,27	395,45
3%	103,14	71,10	7,22	0,27	204,47
3%	103,08	77,78	7,36	0,25	314,65
3%	103,11	67,85	7,3	0,26	168,54
3%	103,06	67,16	7,35	0,31	159,91
3%	103,12	79,28	7,36	0,25	313,88
3%	103,17	59,27	7,24	0,25	158,16
3%	103,26	63,34	7,28	0,25	202,86
3%	103,18	71,75	7,25	0,26	292,02
3%	103,12	74,37	7,33	0,25	345,61
3%	103,18	58,63	7,3	0,25	178,06
5%	105,17	72,85	7,38	0,27	329,22
5%	105,14	66,56	7,39	0,25	200,18
5%	105,15	69,71	7,51	0,27	198,03
5%	105,16	63,75	7,32	0,26	177,61
5%	105,22	68,14	7,39	0,26	178,94
5%	105,14	71,52	7,36	0,25	353,03
5%	105,18	69,90	7,29	0,25	193,95
5%	105,22	64,90	7,32	0,25	198,25
5%	105,25	71,29	7,33	0,25	288,19
10%	110,3	46,46	7,35	0,26	81,20
10%	110,3	69,61	7,33	0,25	157,51
10%	110,33	48,40	7,35	0,25	97,39
10%	110,18	51,59	7,36	0,25	110,45
10%	110,25	67,31	7,4	0,25	146,11
10%	110,25	64,52	7,38	0,26	160,12

10%	110,33	57,35	7,35	0,25	115,62
10%	110,36	65,89	7,29	0,25	180,41
10%	110,36	64,54	7,35	0,29	212,65
10%	110,32	69,94	7,33	0,25	183,46

Tab. 10-1: Rohdaten zu Substrat, Wassergehalt, pH-Wert, Biomasse und Stickstoffgehalt.

Treatment	Nitrat/Nitrit [mg/kg]	Ammonium [mg/kg]	Phosphat Boden [mg/kg]	Phosphor Kresse [g/kg]
Kontrolle	40,40	246,72	52,51	14,58
Kontrolle	22,85	147,13	28,81	14,37
Kontrolle	19,28	120,52	34,09	12,74
Kontrolle	11,54	206,83	48,28	14,82
Kontrolle	5,23	168,53	38,45	13,48
1%	2,06	181,83	31,49	13,65
1%	34,80	194,63	32,19	14,68
1%	19,21	118,65	37,33	14,94
1%	17,04	217,60	33,25	12,94
1%	84,47	254,55	28,94	15,46
1%	2,85	225,33	45,59	12,63
1%	20,77	311,11	37,08	15,77
1%	12,76	295,37	31,51	16,41
1%	48,49	146,95	27,94	15,20
1%	26,02	117,09	21,45	13,21
2%	82,71	268,86	31,55	n.b.
2%	40,92	228,10	29,05	17,89
2%	29,96	214,87	31,82	n.b.
2%	66,58	109,16	29,48	8,84
2%	57,98	156,59	32,87	16,38
2%	53,00	140,52	38,26	16,01
2%	20,40	195,47	31,32	14,77
2%	15,50	52,25	18,35	11,68
2%	42,37	144,21	33,54	15,50
2%	70,56	324,89	31,51	12,90
3%	73,68	130,79	43,89	16,96
3%	76,90	237,76	39,83	14,66
3%	62,61	105,93	32,56	15,86
3%	84,80	75,10	33,06	15,71
3%	97,10	216,77	39,62	13,99
3%	72,02	86,14	28,76	16,69
3%	75,10	127,76	28,69	14,03
3%	43,17	248,85	34,77	14,38
3%	43,39	302,23	30,82	18,02
3%	58,11	119,95	25,81	15,64
5%	65,33	263,88	38,21	18,37
5%	92,37	107,82	27,22	13,15
5%	96,17	101,87	30,82	16,94
5%	84,74	92,87	32,92	13,92
5%	99,51	79,43	30,14	16,21
5%	83,17	269,86	45,56	15,74
5%	89,03	104,92	33,08	16,08
5%	82,86	115,39	34,74	15,62
5%	83,92	204,28	33,89	15,54

10%	33,02	48,18	34,10	14,78
10%	86,02	71,49	35,78	16,74
10%	44,45	52,94	23,34	15,20
10%	51,19	59,26	29,98	15,37
10%	68,76	77,35	28,71	15,90
10%	72,28	87,85	29,41	16,82
10%	48,10	67,52	40,27	16,28
10%	67,97	112,44	35,87	15,99
10%	55,80	156,85	33,25	13,95
10%	88,80	94,66	39,42	16,15

Tab. 10-2: Rohdaten zu Nitrat-/Nitritgehalt, Ammoniumgehalt, Phosphorgehalt im Boden und gesamter Phosphor in der Biomasse.