

TEXTE

04/2016

Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden

TEXTE 04/2016

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3712 71 222
UBA-FB 002191

Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C- Sequestrierung in Böden

von

Michael Haubold-Rosar , Thomas Heinkele, Anne Rademacher
Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. Finsterwalde

Jürgen Kern, Christiane Dicke, Axel Funke, Sonja Germer, Yusuf Karagöz,
Giacomo Lanza, Judy Libra, Andreas Meyer-Aurich, Jan Mumme, Annette
Theobald
Leibniz-Institut für Agrartechnik, Potsdam

Jürgen Reinhold
Förderverband Humus e.V., Zossen

York Neubauer
Technische Universität Berlin, Institut für Energietechnik, Berlin

Jakob Medick, Isabel Teichmann
Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung e.V., Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V.
Brauhausweg 2
03238 Finsterwalde

Abschlussdatum:

Mai 2014

Redaktion:

Fachgebiet II 2.7 Bodenzustand, Bodenmonitoring
Dr. Frank Glante

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/chancen-risiken-des-einsatzes-von-biokohle-anderer>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Januar 2016

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3712 71 222 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

In den letzten Jahren wurden weltweit in zunehmendem Maße Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zur Herstellung und Anwendung von Biokohlen aus biogenen Ausgangsstoffen mit dem Ziel der Bodenverbesserung und Kohlenstoffspeicherung in Böden durchgeführt. Verfahren zur Pyrolyse und hydrothermalen Carbonisierung wurden entwickelt und erste industrielle Anlagen in Betrieb genommen. Auch in Deutschland stieg das Interesse, Biokohle in Böden und Kultursubstraten einzusetzen. Der vorliegende Bericht informiert auf der Grundlage einer umfassenden Literaturliteraturauswertung über den gegenwärtigen Kenntnisstand zur Herstellung, Eigenschaften, Nutzungskonzepten und Umweltauswirkungen von Biokohlen sowie zu rechtlichen und wirtschaftlichen Aspekten. Hieraus werden Schlussfolgerungen zu den Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohlen in Böden gezogen und Hinweise zum weiteren Forschungsbedarf abgeleitet.

Die bisherigen Erkenntnisse belegen das Potenzial von Biokohlen zur Verbesserung von Bodenfunktionen (z.B. Nährstoff- und Wasserhaushalt, Bodenreaktion, Bindung von Schadstoffen, Ertragsfähigkeit) vor allem in solchen Böden, die entsprechende Defizite aufweisen. Neben einer Bodenverbesserung fördern besonders Pyrolysekohlen aufgrund ihrer hohen Stabilität auch die C-Sequestrierung in Böden. Potenzielle Risiken sind vor allem hinsichtlich der Bildung organischer Schadstoffe bei der Biokohleherstellung zu berücksichtigen und durch verfahrenstechnische Anpassungen zu minimieren. Die Vielzahl der Ausgangsstoffe, Herstellungsverfahren und Anwendungsbereiche erfordert systematische Untersuchungen, um ein besseres Prozessverständnis zur Wirkung von Biokohlen in Böden zu erlangen. Es fehlt insbesondere an langfristigen Freilanduntersuchungen, um letztlich standort- und nutzungsbezogene Anwendungsempfehlungen geben zu können. Die Etablierung eines Zertifizierungssystems wird sehr empfohlen.

Abstract

In recent years there has been an increase worldwide in research and development addressing production and application of biochars of bionic origin aiming to improve soils and sequester carbon. Technologies for pyrolysis and hydrothermal carbonization have been developed and first industrial facilities have been launched. In Germany too, there is increasing interest in using biochar in soils and culture media. Based on a broad literature review, this report informs about the present state of knowledge concerning the production, characteristics, application concepts, and environmental effects of biochars including legal and economic aspects. Conclusions are drawn regarding the chances and risks of biochar application in soils and future research needs are identified.

Previous findings prove the potential of biochars to improve soil functions (e.g. nutrient and water balance, soil reaction, sorption of contaminants, productivity) primarily in those soils that have corresponding deficiencies. Besides improving soils, especially pyrolytic biochars also promote carbon sequestration because of their high stability. Potential risks exist most notably with regard to the formation of harmful organic compounds. This must be minimized by adapting processes. The large variety of feedstocks, production technologies, and fields of application requires systematic investigations in order to obtain a more detailed understanding of the processes following biochar application in soils. In particular, there is a lack of long-term field experiments that would ultimately make it possible to provide recommendations adapted to site and land use. The establishment of a use-oriented certification system is highly recommended.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Aufgabenstellung.....	1
2	Stand des Wissens / Forschungsergebnisse	5
2.1	Zum Begriff Biokohle	5
2.2	Herstellung von Biokohlen.....	6
2.2.1	Grundlagen – Begriffe, Prozesse und Verfahren der thermochemischen Konversion organischer Stoffe	6
2.2.2	Herstellungsverfahren	9
2.2.3	Kohlenstoff- und Energiebilanz der Herstellungsverfahren.....	12
2.2.4	Emissionen von Schadstoffen bei der Herstellung von Biokohlen.....	17
2.3	Biomassen als Ausgangsstoffe der Biokohleherstellung	19
2.3.1	Einleitung und Überblick zu Biomassen	19
2.3.2	Zusammensetzung der Biomasse	23
2.3.3	Anforderungen an die Ausgangsstoffe.....	26
2.3.4	Bisherige Nutzung und Verfügbarkeit der verschiedenen Biomassen.....	29
2.3.5	Chancen und Risiken	34
2.4	Menge, Qualität und Stabilität der Kohlenstoffverbindungen	36
2.4.1	Zusammensetzung von Biokohlen	36
2.4.2	Experimentelle Verfahren zur Charakterisierung von Biokohlen	38
2.4.3	Stabilität der Biokohlen	40
2.5	Nährstoffgehalte, -frachten und -verfügbarkeiten.....	46
2.6	Schadstoffe.....	55
2.6.1	Einflussfaktoren möglicher Schadstoffbelastungen	55
2.6.2	Schadstoffe in den Ausgangsstoffen	57
2.6.3	Schadstoffe in Biokohlen zur Anwendung im Boden.....	64
2.7	Nutzungsmöglichkeiten der Produkte.....	70
2.8	Kurz- und langfristige Wirkungen der Biokohle im Boden, auf Bodenorganismen und Pflanzen	75
2.8.1	Wirkungen auf Böden im Überblick.....	75
2.8.2	Bodenphysikalische Eigenschaften.....	75
2.8.3	Kohlenstoff- (Humus-) und Nährstoffhaushalt.....	80
2.8.4	Schadstoffe	89
2.8.5	Bodenbiologie.....	93

2.8.6 Pflanzenwachstum und Ernteertrag	100
2.9 Auswirkungen von Biokohlen in Böden auf die Emission von Treibhausgasen	103
2.9.1 Wirkung von Biokohle auf die CO ₂ -Emissionen	103
2.9.2 Wirkung von Biokohle auf die N ₂ O-Emissionen.....	105
2.9.3 Wirkung von Biokohle auf die CH ₄ -Emissionen	106
2.10 Rechtliche Fragestellungen in Deutschland.....	108
2.10.1 Rechtsgrundlagen	108
2.10.2 Das neue KrWG zu Abfall- und Nebenproduktaspekten der Biokohle.....	109
2.10.3 Düngerecht und Biokohle	117
2.10.4 Wasserrecht und Biokohle	123
2.11 Stand und C-Bilanz der stofflichen Nutzung von Biomasse in Landwirtschaft und Gartenbau.....	126
2.11.1 Überblick zur Biomassenutzung im Pflanzen- und Gartenbau	126
2.11.2 Humusreproduktion.....	126
2.11.3 C-Sequestrierung (Humusaufbau).....	132
2.11.4 Torfsubstitution	133
2.12 Ökonomische Aspekte der Herstellung und Anwendung von Biokohlen.....	136
2.12.1 Stoffströme	136
2.12.2 Kosten-Nutzen-Analyse des Einsatzes von Biokohle in der Landwirtschaft.....	138
2.12.3 Märkte.....	142
2.12.4 Emissionshandel	145
3 Schlussfolgerungen.....	149
3.1 Bewertung der Chancen und Risiken der Nutzung von Biokohle	149
3.1.1 Bodenverbesserung und C-Sequestrierung	149
3.1.2 Umweltverträglichkeit.....	152
3.1.3 Stoffströme, Anwendungskonzepte und Wirtschaftlichkeit	155
3.1.4 Rechtsgrundlagen und Qualitätssicherung.....	157
3.2 Forschungsbedarf	158
4 Quellenverzeichnis.....	168

Anhang

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Beispiele für Pyrolysekohlen aus Rübenschnitzel, Miscanthus, Kaffeebohnen, Biertreber, Forstabfälle, Klärschlamm (von oben links nach unten rechts) (Bildquelle: PYREG GmbH 2013).....	1
Abb. 2: Veröffentlichungen zum Thema Biokohle in wissenschaftlichen Zeitschriften (Web of Science™©; aus Verheijen et al. 2014)	3
Abb. 3: Unterschiede in den prinzipiellen Reaktionsmechanismen von Pyrolyse und hydrothormaler Carbonisierung (Libra et al. 2011, www.tandfonline.com)	8
Abb. 4: Vereinfachter Reaktionsablauf der HTC (Kruse et al. 2013).....	9
Abb. 5: Energieflussdiagramm für Klärschlamm, HTC-Verfahren (Holinger AG 2011)	13
Abb. 6: Prozesskette und Energieflussdiagramm eines Pyrolyse-Verfahrens mit Energieproduktion (Roberts et al. 2010).....	15
Abb. 7: Stoffströme und Verfahren bei der Herstellung und Nutzung von Biokohle (Eigene Darstellung basierend auf Kaltschmitt et al. 2009).....	24
Abb. 8: REM – Bilder von Pyrolysekohle aus Holz (links) und Hühnermist (rechts) (langsame Pyrolyse; Downie et al. 2009).....	37
Abb. 9: REM – Bilder von HTC-Kohle aus Eukalyptus-Sägemehl (links) und Gerstenstroh (rechts) (Sevilla et al. 2011).....	37
Abb. 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) (nach Schimmelpfennig und Glaser 2010).....	41
Abb. 11: Bi-exponentielle Abbaufunktionen von unbehandelter und pyrolysiertes Biomasse mit unterschiedlichen Anteilen labiler Kohlenstoffverbindungen einer mittleren Verweilzeit von 10 Jahren für den labilen und 1000 Jahren für den stabilen C-Pool (nach Lehmann et al. 2009).	44
Abb. 12: Beeinflussung der Bodenbiologie durch physikalische und chemische Bodenveränderungen nach Zugabe von Biokohle am Beispiel von Mykorrhiza, Bakterien und Regenwürmern.	95
Abb. 13: Beeinflussung der Ertragsfähigkeit nach Zugabe von Biokohle im Vergleich zu Kontrollböden (Ergebnisse einer Meta-Analyse von Jeffery et al. 2011).....	101
Abb. 14: Pools der organischen Substanz im Boden und in organischen Primärsbstanzten (erweitert nach v. Lützwow et al. 2008).....	121

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Charakterisierung relevanter Verfahren der Biokohleerzeugung nach Hofbauer et al. (2009), modifiziert.....7

Tab. 2: Auswahl existierender Anlagen zur hydrothermalen Carbonisierung von Biomasse. Alle Daten beruhen auf Angaben in der Internetpräsenz der jeweiligen Hersteller (Stand 22.04.2013).10

Tab. 3: Beispielhafte Kohlenstoff- und Energiebilanz bei hydrothormaler Carbonisierung von Gärresten. Die Ungenauigkeit der Messungen ist in Klammern als absoluter Wert angegeben (Funke 2012).....14

Tab. 4: Kohlenstoffgehalte und-ausbeuten sowie Feststoffausbeuten von thermochemisch aus Holz hergestellten Biokohlen in Abhängigkeit typischer Prozessbedingungen (nach Meyer et al. 2011)14

Tab. 5: Energiebilanz der Pyrolyse für unterschiedliche Biomasse und Produktionsziele (nach Gaunt und Lehmann 2008).....16

Tab. 6: Emissionen im Zuge der Holzkohleherstellung, ohne Nachbehandlung der Gasphase (USEPA, 1995).....17

Tab. 7: Überblick über die Biomasse-Reststoffpotenziale in Deutschland23

Tab. 8: Relevante Biomasseeigenschaften für thermochemische Umwandlungsprozesse25

Tab. 9: Zusammensetzung verschiedener Ausgangsstoffe (Nährstoffe, Schwermetalle, organische Schadstoffe) im Vergleich zu Grenzwerten der Bioabfallverordnung23

Tab. 10: Ausbeuten der Hydrothermalen Carbonisierung verschiedener Ausgangsstoffe.....26

Tab. 11: Biomasse-Reststoffe in Deutschland – jährliches Aufkommen31

Tab. 12: Überblick über die am häufigsten benutzten analytischen Verfahren zur Bestimmung von Struktur und Zusammensetzung der Biokohle.39

Tab. 13: Verfügbare N-, P- und K-Gehalte von Biokohlen50

Tab. 14: Gesamt-N-, -P- und -K-Gehalte von Biokohlen (zusammengefasst aus Tab. A 2 – A6).52

Tab. 15: Gesamt-N-, -P- und -K-Gehalte organischer Düngemittel.....53

Tab. 16: Gesamt-N-, -P- und -K-Zufuhr mit Ausbringung von 10 t ha⁻¹ TM Biokohlen.....53

Tab. 17: Auswirkungen von Kupfereinträgen und Prozessverlusten an organischer Substanz auf die mittleren Kupfergehalte von Komposten aus Biogut bzw. Grüngut (nach Reinhold 2008)56

Tab. 18: Hinweise zur grundsätzlichen Verwertbarkeit (Grundqualität = Median) von Bioabfallarten auf Böden nach BioAbfV (nach LUA 1998).....58

Tab. 19: Schwermetallgehalte von China-Schilf (*Miscanthus. sp.*) auf unterschiedlich stark belasteten Standorten (nach Morishita und Boratynski 1992)60

Tab. 20: Mittelwerte von Schwermetallgehalten in Wirtschaftsdüngern und Gärprodukten.....61

Tab. 21: Mittelwerte von Schwermetallgehalten in Klärschlämmen.....	63
Tab. 22: Vergleich von Schadstoffgrenzwerten gemäß der Richtlinien für das Europäische Biokohlezertifikat für Basis- und Premiumqualität (Schmidt et al. 2012) und gemäß der Düngemittelverordnung (DüMV) sowie Schadstoffkonzentrationen in Biokohlen aus verschiedenen Studien	66
Tab. 23: Ausgewählte Nutzungsmöglichkeiten für Biokohleprodukte	74
Tab. 24: Zusammenfassende Darstellung der Anforderungen nach Düngemittelverordnung hinsichtlich zulässiger Ausgangsstoffe bei der Herstellung und Kennzeichnung der Erzeugnisse (nach Embert, 2012).....	72
Tab. 25: Düngemittelrechtliche Einordnung wesentlicher Ausgangsstoffe zur Herstellung von Biokohle und zur Nutzung von Holzkohle als Ausgangsstoff bei der Herstellung von Produkten nach der Düngemittelverordnung (Schneichel 2011)	114
Tab. 26: Kennzeichnungsschwellen nach Düngemittelverordnung (Anlage 2, Tab. 1)	115
Tab. 27: Schwellenunabhängige Kennzeichnungspflichten nach Bioabfall- und nach Klärschlammverordnung.....	117
Tab. 28: Nach Düngemittelverordnung geltende Grenzwerte, unter Berücksichtigung von Stoffen, die zusätzlich der Bioabfallverordnung (BioAbfV 1998) bzw. der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) unterliegen (auch anteilige Gemische)	118
Tab. 29: Begrenzungen für die Einordnung von Produkten als Bodenhilfsstoffe bzw. als Düngemittel	119
Tab. 30: Zusammenfassende Darstellung der Mengen an Trockenmasse bzw. an organischem Kohlenstoff aus nachwachsenden Rohstoffquellen für pflanzenbauliche Anwendungsbereiche	126
Tab. 31: Orientierende Humusbilanzierung für Deutschland (abgeleitet nach Körschens et al. 2004).....	128
Tab. 32: Viehbesatz der Bundesländer in Großvieheinheiten je landwirtschaftlicher Nutzfläche im Jahr 2011 nach Angaben des Statistischen Bundesamts (StatBA 2012).....	130
Tab. 33: Bewertung der Humusreproduktionsleistung organischer Materialien nach ihren Kohlenstoffanteilen.....	131
Tab. 34: Ausgangsstoffe zur Kultursubstratherstellung in Deutschland nach Volumen und organischen Kohlenstoffmengen (Inhaltsstoffangaben nach Meinken 2010 und BGK 2013)	135
Tab. 35: Anwendungsempfehlungen für Torfersatzstoffe (nach Meinken 2010).....	135
Tab. 36: Herstellungskosten von Biokohle (Literaturangaben).....	139
Tab. 37: Erlöse aus der Verwendung von Biokohle (Literaturangaben).....	143
Tab. 38: Zusammenfassende Betrachtung der Kosten, Erlöse und Gewinnbeiträge aus der Biokohleherstellung (Literaturangaben).....	144

Abkürzungen

Abb.	Abbildung
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
AbfRRL	EG-Abfallrahmenrichtlinie
AMF	Arbuskuläre Mykorrhiza
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
Art.	Artikel
BAT	Biologic Active Time
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BET	<u>B</u> runauer- <u>E</u> mmett- <u>T</u> eller
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BiomasseV	Biomasseverordnung
BK	Biokohle
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BVerwG	Bundesverwaltungsgericht
bzgl.	bezüglich
CAT-lösl.	in Calciumchlorid/DPTA-Auszug löslich
CDM	Clean Development Mechanism
C _{org}	Organischer Kohlenstoff
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DirektZahlV	Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung
dl-PCB	Dioxin-ähnliche Polychlorierte Biphenyle
DOC	Dissolved Organic Carbon = gelöster organischer Kohlenstoff
DRIFT	Diffuse reflectance infrared fourier transform = Diffuses Reflexions-Fourier-Transformations-Infrarot
DTPA	Diethylentriaminpentaessigsäure
DüBV	Düngungsbeiratsverordnung
DüM	Düngemittel
DüMV	Düngemittelverordnung
DüngG	Düngegesetz
DüngMProbV	Düngemittel-Probenahme- und Analyseverordnung
DüV	Düngeverordnung

Efm	Erntefestmeter
EG	Europäische Gemeinschaft
EGME	Ethylene glycol monomethyl ether
einschl.	einschließlich
EPA	Environmental Protection Agency
EuGH	Europäischer Gerichtshof
EU-VO	EU-Verordnung
FS	Frischsubstanz
FM	Frischmasse
FTIR	Fourier-Transformations-Infrarot
GCMS	Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung
Gew.-%	Gewichts-%
ggf.	gegebenenfalls
GV	Großvieheinheiten
GW	Grenzwert
GWh	Gigawattstunde
Häq, HÄQ	Humusäquivalent
HMF	Hydroxymethylfufural
HCl	Salzsäure
ho.	holzig
HPLC	Hochleistungsflüssigkeitschromatographi
HTC	Hydrothermale Carbonisierung
Hy	Hydrolyse
i.d. FM	in der Frischmasse
i.e.S.	im engeren Sinne
IBI	International Biochar Initiative
inkl.	inklusive
IR	Infrarot
IVG	Industrieverband Garten e.V.
k.A.	keine Angabe
Kap.	Kapitel
kr.	krautig
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz

LCA	Life cycle assessment = Lebenszyklusanalyse, Ökobilanz
LUC	Land Use Change = Landnutzungsänderung
ë	Luftzahl
M.-%	Masse-%
Mg	Magnesium
min.	mineralisch
Mio	Millionen
MJ	Megajoule
MRT	mean residence time = mittlere Lebens- oder Verweildauer
nFK	Nutzbare Feldkapazität
NIR	Nah-Infrarot
NMR	Magnetische Kernresonanz
o.A.	ohne Angabe
OBS	Organische Bodensubstanz
OPS	Organische Primärsubstanz
org.	organisch
oTS	Organische Trockensubstanz
Ox	Oxidation
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
pF	dekadischer Logarithmus des Betrags der Bodenwasserspannung in Hektopascal
PFT	Perfluorierte Tenside
PR	Polyreaktion
PZ	Pyrolytische Zersetzung
REACH	Registration, Evaluation, Authorisation of Chemicals = Registrierung, Bewertung, Zulassung chemischer Stoffe
REM	Rasterelektronenmikroskop
s.	siehe
S.	Seite
s.u.	siehe unten
Srm	Schüttraummeter

TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
Tab.	Tabelle
TCDD	Tetrachlordibenzodioxine
TEQ	Toxizitätsäquivalente
TGA	Thermogravimetrische Analyse
THG	Treibhausgas
TierNebG	Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsgesetz
Tr	Trocknung
TRD	Trockenrohddichte
TS	Trockensubstanz
Tsd.	Tausend
UBA	Umweltbundesamt
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change = Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
v.a.	vor allem
VDLUFA	Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V.
Vg	Vergasung
vgl.	vergleiche
VIS	Visuelles Spektrum, sichtbares Licht
VM	volatile matter = flüchtige Stoffe
Vol.-%	Volumen-%
VO	Verordnung
VwVwS	Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe
WDüngV	Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger
Wg	Wassergehalt
WGK	Wassergefährdungsklassen
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WHO	World Health Organisation = Weltgesundheitsorganisation
XPS	Röntgenphotoelektronenspektroskopie

Kurzfassung

Aufgabestellung

Wissenschaftliche Untersuchungen zur Genese fruchtbarer, Schwarzerde-artiger Böden im Amazonasgebiet (*Terra Preta*) lassen auf eine anthropogene Entstehung schließen. Die stoffliche Zusammensetzung der *Terra Preta* wird auf die aerobe und anaerobe biochemische Umsetzung organischer Siedlungsabfälle zurückgeführt. Der hohe Anteil stabiler Kohlenstoffverbindungen kann der Zugabe von Holzkohlen zugeschrieben werden. Sie werden als wesentliche Ursache für den günstigen Humus-, Nährstoff- und Wasserhaushalt dieser Böden angeführt.

Hieraus resultieren Bestrebungen in Deutschland und vielen anderen Ländern, Technologien zur Herstellung und Anwendung organischer Bodenhilfsstoffe (bzw. Bodenverbesserungsmittel) zu entwickeln und in die Praxis einzuführen. So sollen in ähnlicher Weise Böden mit stabilen organischen Verbindungen angereichert und in ihren Bodenfunktionen, insbesondere ihrer Fruchtbarkeit verbessert werden. Für die Zufuhr stabiler Kohlenstoffverbindungen wird die Verwendung von sogenannten „Biokohlen“ favorisiert, die aus Biomasse bzw. organischen Stoffen durch Pyrolyse oder hydrothermale Carbonisierung hergestellt werden. Dabei variieren die stoffliche Zusammensetzung und physikalischen Eigenschaften der Biokohlen in starkem Maße in Abhängigkeit der zur Produktion verwendeten Inputmaterialien sowie Verfahren und Prozessparameter (Temperatur, Dauer etc.). Zur Anwendung in Böden oder zur Herstellung von Böden nach dem Vorbild der Terra Preta werden die Biokohlen mit weiteren organischen Stoffen sowie teilweise auch mineralischen Komponenten vermischt sowie fermentiert und/oder kompostiert. Die große Bandbreite der Inputstoffe, Prozessparameter und Kombinationen impliziert eine erhebliche Variabilität der Qualität der möglichen Endprodukte.

In den letzten Jahren haben die wissenschaftlichen Arbeiten und Tagungen zu Eigenschaften und Wirkungen von Biokohlen bzw. *Terra Preta*-ähnlichen Materialien erheblich zugenommen.

In dieser Studie sollten die verfügbaren bisherigen Ergebnisse von Veröffentlichungen sowie abgeschlossenen und laufenden Forschungsprojekten zur Herstellung und Verwendung von Biokohlen und verwandten Produkten und Produktmischungen synoptisch zusammengestellt und ausgewertet werden. Ziele der Analyse waren die Bewertung der Chancen und Risiken der Nutzung von Biokohlen in Böden und die Ableitung des weiteren Forschungsbedarfs.

Chancen und Risiken

Die verschiedenen Technologien zur thermochemischen Erzeugung von Biokohlen befinden sich in unterschiedlichen Entwicklungsstadien von der Demonstrations- oder Pilotanlage bis hin zu industriellen Anlagen. Pyrolyse und Vergasung sind als Technologien in der praktischen Anwendung etabliert. Es existieren bereits auch erste Anlagen im industriellen Maßstab zur hydrothermalen Carbonisierung von Klärschlamm und Gärresten. Die hydrothermale Carbonisierung besitzt den Vorteil, wasserreiche Biomasse direkt, ohne vorhergehende Trocknung einsetzen zu können. Allen Verfahren gemein sind Bestrebungen, die energetische und stoffliche Effizienz zu erhöhen, die Bildung von Schad- und Abfallstoffen zu reduzieren und zusätzliche Wertschöpfung durch Nebenprodukte oder neue Produkteigenschaften zu kreieren.

Für die thermochemische Umwandlung von Biomasse in Kohle ist eine große Bandbreite an biogenen Reststoffen geeignet. Den größten Anteil der geschätzten Biomasse-Potenziale in Deutschland steuern dabei Nebenprodukte und Reststoffe aus der Land- und Forstwirtschaft bei.

Die Herstellung von Kohlen aus biogenen Reststoffen kann davon profitieren, dass die meisten dieser Ausgangsstoffe ohnehin sachgemäß gesammelt, gelagert, behandelt bzw. verarbeitet werden müssen, um den Schutz der Umwelt zu gewährleisten. Somit können bei der Biokohleherstellung erhebliche Aufwendungen insbesondere für die Reststoffbehandlung entfallen. Gegenüber der konventionellen biologischen Behandlung weist die Carbonisierung der Biomasse eine Reihe von Besonderheiten auf. Zu diesen zählen die intensive Stabilisierung des Kohlenstoffs, die relativ kurze Dauer der Carbonisierungsprozesse, die Zerstörung pathogener Erreger und potenzieller organischer Schadstoffe durch die hohen Prozesstemperaturen sowie der wirtschaftlichere Transport der Biokohle durch die starke Massereduzierung der ursprünglichen Biomasse. Dies bietet insbesondere auch neue Optionen für das Biomassemanagement zur Herstellung organischer Dünger aus holzartigen Reststoffen, Festmist, Gülle und Gärresten.

Die Stabilität der Biokohlen gegenüber einem chemischen oder mikrobiellen Abbau ist von Bedeutung im Hinblick auf eine möglichst lang andauernde Wirkung ihrer bodenverbessernden Eigenschaften und die angestrebte Kohlenstoff-Speicherung im Boden. Durch die Inkohlung der verwendbaren Biomassen wird deren mikrobieller Abbau verhindert bzw. erheblich verzögert. Aus den bisherigen Untersuchungen ist abzuleiten, dass Pyrolysekohlen im Allgemeinen deutlich stabiler sind als hydrothermal erzeugte Kohlen. Für Pyrolysekohlen können unter Freilandbedingungen mittlere Verweilzeiten von mehr als 100 bis über 1000 Jahre angenommen werden. Die Stabilität nimmt in der Regel mit steigender Pyrolysetemperatur zu. HTC-Kohlen weisen nach den bisherigen Untersuchungen im Allgemeinen eine Stabilität im Bereich von Jahrzehnten auf. Mit Pyrolyse-Kohle kann Kohlenstoff langfristig im Boden angereichert und gespeichert werden.

Da ein großer Anteil der Biokohlen kurzfristig nicht bzw. nur in sehr geringen Raten durch chemische und biologische Prozesse abgebaut wird, vollziehen sich in den mit Biokohlen behandelten Böden andere Prozesse als bei der üblichen Humusreproduktion durch Zufuhr leicht abbaubarer organischer Primärschubstanzen bzw. Düngemittel, wie sie in der landwirtschaftlichen Bodennutzung praktiziert wird. Die sehr stabilen Komponenten der Biokohle gehen in die sogenannte passive organische Bodensubstanz (Dauerhumus) ein und sind mikrobiell kaum verwertbar. Die Mineralisierungsprodukte der leichter abbaubaren Kohlebestandteile werden zu einem großen Teil als CO_2 emittiert oder in wässriger Lösung (DOC) verlagert. Die übrigen organischen Abbauprodukte und die aus dem Abbau entstandene Bodenflora und -fauna können in die Humifizierungsprozesse einbezogen werden. Die entsprechenden Größenordnungen sind jedoch bislang nicht näher quantifizierbar.

Biokohlen weisen eine große Kapazität zur Sorption, Bindung und Einlagerung von Nährstoffionen sowie anorganischen und organischen Verbindungen auf. Diese resultiert aus ihrer sehr großen inneren und äußeren Oberfläche. Durch Oxidation der Oberflächen entstehen funktionelle Gruppen mit negativem Ladungsüberschuss. Die Sorptionskapazität für Nährstoffkationen wie K^+ , Mg^{2+} oder NH_4^+ entwickelt sich also in besonderem Maße im Zuge der Alterung frischer Biokohlen oder durch spezielle Maßnahmen bei der Herstellung (z.B. Aktivierung mit Wasserdampf). Darüber hinaus ist auch eine nennenswerte Adsorptions- und Speicherkapazität der Biokohlen für Nährstoffanionen (z.B. PO_4) gegeben. Gleichzeitig ist ein hohes Speicher- und Filtervermögen in Bezug auf anorganische und organische Schadstoffe zu konstatieren.

Mit der Bildung funktioneller Gruppen auf den Biokohleoberflächen nehmen auch der anfänglich hydrophobe Charakter frischer Biokohlen ab und ihre Benetzbarkeit zu. Sie verfügen aufgrund der starken Porosität über eine hohe Wasserkapazität und können damit das Wasserspeichervermögen von Böden verbessern. Biokohlen mit hohen pH-Werten, wie die meisten

Pyrolysekohlen oder HTC-Kohlen aus basischen Ausgangsstoffen, führen zudem zu einer pH-Wert-Anhebung in sauren bis schwach alkalischen Böden. Dies beeinflusst die mikrobiellen Umsatzleistungen und die chemischen Lösungs- und Fällungsreaktionen.

Die Anwendung von Biokohle wirkt somit nicht wie die bisherige landwirtschaftliche Humusversorgung durch organische Düngung auf die Gewährleistung standort- und nutzungstypischer Gehalte der umsetzbaren Humusfraktionen. Unter anderem aufgrund ihrer Porosität und Sorptionskraft kann sie anteilig Funktionen von Humus, insbesondere Dauerhumus als umsatz-träger Pool, erfüllen und damit eine bodenverbessernde Wirkung entfalten. Funktionen des Nährhumus bzw. der umsetzbaren organischen Substanz kann sie gerade im Hinblick auf das Bodenleben jedoch nur geringfügig und in einem bislang nicht geklärten Umfang übernehmen.

Die Untersuchungen zur Wirkung von Biokohlen auf den Nährstoffhaushalt der behandelten Böden konzentrieren sich bislang auf die Beeinflussung des Stickstoffkreislaufs. In vielen Fällen führen die durch Biokohlegaben verursachte Sorption und Immobilisierung von Stickstoff zu einer Verringerung der Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasser, insbesondere in sandigen Böden. Zudem kann es zu einer Reduktion der N₂O-Emissionen aus den mit Biokohlen behandelten Böden kommen. Es gibt zahlreiche Anhaltspunkte und Belege dafür, dass durch den Einsatz von Biokohlen die Stickstoffspeicherung in den behandelten Böden erhöht und N-Verluste verringert werden können. Hieraus resultiert die Möglichkeit, die Effizienz der N-Düngung im Pflanzenbau zu verbessern und den N-Kreislauf im System Boden-Pflanze stärker zu schließen. Die in diesem Zusammenhang häufig nach Zugabe von Biokohlen anfänglich festzustellende Verringerung der N-Verfügbarkeit erfordert eine angepasste Ergänzungsdüngung bzw. Konzepte zur „Beladung“ der Biokohlen.

Die Kompostierung und/oder Fermentation von Biokohlen mit nährstoffreicheren organischen Stoffen führt zur Oberflächenaktivierung, mikrobiellen Besiedlung und Nährstoffanreicherung der Kohlen. Die stabilen Kohlenstoffverbindungen werden durch leichter umsetzbare organische Substanzen ergänzt, die in den Nährhumus des Bodens eingehen. Diese an die ursprüngliche Terra Preta Entstehung angelehnte kombinierte organische Düngung stellt somit eine sehr gut geeignete Verfahrensweise für die Praxis dar.

Trotz der bereits vorliegenden Untersuchungsergebnisse fehlt ein tieferes Prozessverständnis zur Wirkung der Biokohlen auf den Bodennährstoffhaushalt und das Bodenleben. Aufgrund der in den bisherigen Versuchen eingesetzten unterschiedlichen Biokohlequalitäten und -mengen und der Variabilität der behandelten Böden ist eine systematische Betrachtung nicht in ausreichendem Maße möglich, um letztendlich Qualitätskriterien und Empfehlungen für die gezielte Herstellung und Anwendung von Biokohlen zur Verbesserung des Bodennährstoffhaushaltes zu geben, insbesondere wenn diese standort- und nutzungsbezogen erfolgen sollen.

Ob und inwieweit es durch die Anwendung von Biokohlen zu den festgestellten bodenverbessernden Wirkungen kommt, hängt neben den durch Ausgangsstoffe und Herstellungstechnologie bestimmten Eigenschaften auch von den Standortbedingungen (Bodeneigenschaften, Klima) und dem Nutzungsregime ab. Nur in den Fällen, in denen die Bodenfunktionen beeinträchtigt sind, und diese Mängel durch den Einsatz von Biokohle oder biokohlehaltigen Substraten behoben werden, wird eine bodenverbessernde Wirkung erkennbar eintreten. In Bezug auf die Produktionsfunktion der Böden heißt das, eine Förderung des Pflanzenwachstums ist nur zu erwarten, wenn durch die Biokohlegabe die ertragsbegrenzenden Bodeneigenschaften verbessert werden (geringer Humusgehalt, saure Bodenreaktion, geringe Nährstoff- und Was-

serversorgung sowie bodenbiologische Aktivität). So zeigen die pflanzenbaulichen Versuche überwiegend eine Steigerung des Pflanzenwachstums bzw. der Pflanzenerträge nach dem Einsatz von Biokohlen, in einigen Fällen, insbesondere auf ertragreichen Böden, waren jedoch keine Wirkungen oder sogar Mindererträge festzustellen.

Beim Einsatz von Biokohlen in Böden ist das Risiko schädlicher Auswirkungen des Biokohleintrages auf die bodenphysikalischen, -chemischen oder biologischen Eigenschaften zu vermeiden. Zu beachten sind insbesondere negative Effekte durch die Zufuhr von Schadstoffen oder eine verstärkte Stofffreisetzung und -mobilität, die zu einer Gefährdung der Schutzgüter Wasser und Luft oder zu Gesundheitsrisiken für Pflanzen, Tiere und den Menschen führen können.

Durch die Auswahl schadstoffarmer Ausgangsstoffe für die Herstellung von Biokohlen lässt sich die Umweltverträglichkeit des Biokohleinsatzes in Böden gezielt beeinflussen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sowohl bei der Pyrolyse als auch bei der hydrothermalen Carbonisierung von Biomassen zu einer Aufkonzentrierung von persistenten Schadstoffen wie Schwermetallen kommt, so dass Bioabfälle ihre Eignung als Ausgangsmaterial für Bodenhilfsstoffe, Düngemittel oder Kultursubstrate verlieren können. Bei allen Herstellungsverfahren ist zudem die Bildung von organischen Schadstoffen möglich (z.B. PAK, Dioxine bei der Pyrolyse, leicht flüchtige Verbindungen insbesondere bei der hydrothermalen Carbonisierung). Durch eine geeignete Prozessführung oder Nachbehandlung kann deren Entstehung und unkontrollierte Freisetzung weitgehend vermieden oder vermindert werden. Die entsprechenden Technologien sind einzusetzen und weiter zu entwickeln. Zudem findet bei allen Verfahren eine Hygienisierung und mit steigenden Temperaturen eine zunehmende Zerstörung potenzieller organischer Schadstoffe (z.B. Pharmazeutika) statt. In Bezug auf die Erzeugung und Zerstörung umweltschädlicher organischer Verbindungen und ihrer Metabolite bei der Produktion von Biokohlen bestehen allerdings noch Wissensdefizite.

Zu standort- und nutzungsbezogenen Aufwandmengen für pflanzenbaulich genutzte Böden in den gemäßigten Breiten können aus den bisherigen Untersuchungen keine hinreichend belegbaren Empfehlungen abgeleitet werden. Kurzfristige bodenmeliorative Effekte scheinen erst bei Aufwandmengen von mindestens 5 bis 10 t (TM) Biokohle je ha zu einer Verbesserung der Ertragsfähigkeit meist sandiger Standorte zu führen. Erkenntnisse zu den langfristigen Effekten geringerer, ggf. wiederholter Biokohlegaben liegen bislang nicht vor. Der größte wirtschaftliche Nutzen der Biokohleanwendung ist zu erwarten im Falle des Anbaus wertvoller Kulturen (z.B. Gemüse- und Zierpflanzen, Pflanzenvermehrung und -anzucht) und/oder der Behandlung ertragsschwacher Böden.

Es existieren jedoch noch viele Unwägbarkeiten bezüglich der Kosten und des Nutzens der Herstellung von Kohlen aus landwirtschaftlichen Roh- und Reststoffen, die näher zu quantifizieren sind, bevor Klarheit über den Nutzen des Kohleinsatzes in der Landwirtschaft hergestellt werden kann. Im Allgemeinen besteht derzeit aus betriebswirtschaftlicher Sicht eines landwirtschaftlichen Betriebes in Deutschland bei den aktuellen Marktpreisen für Biokohlen kein Anreiz zum Kauf und flächigen Einsatz der genannten Aufwandmengen, da sich die Kosten vermutlich in den meisten Fällen nur über sehr lange Zeiträume durch Ertragssteigerungen und erhöhte Düngereffizienz amortisieren. Auf der Basis der vorliegenden Kostenkalkulationen kann ein positiver Nettonutzen für den Einsatz von Biokohle in der Landwirtschaft nur nachgewiesen werden, wenn ein Zusatznutzen entsteht, etwa aufgrund von finanziellen Anreizen durch Umweltleistungen oder die Entsorgung von überschüssigen Reststoffen. Das heißt, entweder müssen Biokohlen zu weit niedrigeren Preisen gehandelt und/oder positive externe Effekte wie die Kohlenstoffsequestrierung als Leistung finanziell berücksichtigt werden.

Aufgrund ihrer bodenverbessernden Wirkungen sind Biokohlen insbesondere auch für die Anwendung in Landschaftsbau und Rekultivierung gut geeignet. Der Flächenumfang und der Mengenbedarf in Deutschland sind zwar im Vergleich zum Einsatz in landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich geringer, aus Sicht der Hersteller kann hierdurch aber ein höherwertiges Marktsegment bedient werden. Das gilt in noch stärkerem Maße für die Herstellung von Kultursubstraten für den Erwerbs- und Hobbygartenbau und die hiermit anzustrebende Torfsubstitution. Diese hochwertigen Anwendungsbereiche lassen eher stabile Marktpotenziale erwarten und sollten daher verstärkt untersucht werden.

Die Verwendung von Nebenprodukten oder Reststoffen aus der Biokohleproduktion für die Energieerzeugung kann die Wirtschaftlichkeit der Herstellungsverfahren erhöhen. Die aus ihnen gewonnene Energie lässt sich für den Produktionsprozess selbst und die Behandlung der Ausgangsstoffe und Produkte (z.B. Trocknung) einsetzen oder extern vermarkten. Genaue Aussagen zur Wirtschaftlichkeit der Biokohleherstellung und -anwendung in Böden können aufgrund der Unterschiedlichkeit ihrer Wirkungen und des Herstellungsaufwandes letztlich nur durch Analysen über die konkrete Wertschöpfungskette, beispielsweise mit Methoden des Life Cycle Assessments erarbeitet werden.

Die düngerechtliche Einordnung der Biokohlen ist derzeit nur begrenzt möglich. Gegenwärtig ist nur eine Nutzung von Holz-, also Pyrolysekohlen aus unbehandelten Hölzern als Bestandteil von Düngemitteln, Kultursubstraten und Bodenhilfsstoffen zulässig, wenn diese als Produkt in Verkehr gebracht werden sollen. Es sollte geprüft werden, inwieweit Biokohlen in den Katalog der zugelassenen Ausgangsstoffe (DüMV) aufzunehmen sind, die hinsichtlich der Herstellungstechnologie und der eingesetzten Biomassen zusätzliche Optionen bieten. Zertifizierungssysteme für Herstellungsverfahren und Produkte, wie das in der Schweiz eingeführte „Europäische Pflanzenkohle-Zertifikat“ tragen darüber hinaus dazu bei, die Qualität der Biokohlen im Hinblick auf einen nutzbringenden und umweltverträglichen Einsatz zur Bodenverbesserung abzusichern. Bei der Begrenzung von Schadstoffeinträgen sollte die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung zu Grunde gelegt werden.

Forschungsbedarf

Wenngleich die Pyrolysetechnologien zur Herstellung von Biokohlen in der praktischen Anwendung bereits etabliert und auch erste industrielle Anlagen zur hydrothermalen Carbonisierung errichtet wurden sind weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten notwendig, um die Produkteigenschaften zielgerichtet für die Anwendung in Böden optimieren zu können, die Bildung von Schad- und Abfallstoffen zu reduzieren und die Effizienz der Verfahren zu erhöhen. Das trifft in besonderem Maße auf die hydrothermale Carbonisierung zu. Während bereits umfangreiche Ergebnisse zu den Eigenschaften von Pyrolysekohlen und ihren Effekten in Böden vorliegen, befindet sich die Forschung zu den mittels hydrothermalen Carbonisierung hergestellten HTC-Kohlen noch in einem frühen Stadium.

Bei den bisher durchgeführten Forschungsarbeiten zur Anwendung von Biokohlen in Böden handelt es sich fast ausschließlich um Kurzzeitexperimente und Versuche von maximal drei Jahren. Es fehlt an Untersuchungen über längere Zeiträume, um langfristige Effekte und damit auch die mit der Alterung der Biokohlen verbundenen Änderungen ihrer Eigenschaften zu erfassen. Insbesondere für die gemäßigten Breiten liegen bislang erst wenige Ergebnisse vor. Im Hinblick auf eine Umsetzung der Biokohleanwendung in der pflanzenbaulichen Praxis sind Untersuchungen im Feld- und Einzugsgebietsmaßstab notwendig, die eine realitätsnahe Mo-

dellbetrachtung für das System Boden-Pflanze auf der Ebene von Bewirtschaftungseinheiten bzw. der Landschaftsskala ermöglichen.

Künftige Untersuchungen zur Wirkung von Biokohlen in Böden sollten insbesondere biologische und biochemische Prozesse in stärkerem Maße betrachten, um die Wirkung der Biokohlen auf den Humus- und Nährstoffhaushalt der Böden aufzuklären. Auch die Wirkung von Biokohlen auf bodenphysikalische Eigenschaften und die Gefügeentwicklung ist bislang nur in wenigen Fällen systematisch untersucht worden. Wenig ist zudem bekannt über das Ausmaß und die Folgen des Transportes von Biokohlepartikeln durch Erosionsprozesse auf der Bodenoberfläche oder die Tiefenverlagerung in den Böden.

Die in letzter Zeit stärker betonten Vorteile des Einsatzes von Biokohlen, die mit frischen organischen Substanzen kompostiert und teilweise zusätzlich fermentiert wurden, wodurch die Kohlen mit Nährstoffen beladen und mikrobiell besiedelt werden, sollten Anlass sein, die Untersuchungen zur Herstellung und Anwendung derartiger „Biokohle-Komposte oder –Substrate“ fortzuführen. In der Landwirtschaft eröffnen sich Möglichkeiten zur Kaskaden- bzw. Mehrfachnutzung der Biokohle, welche die Wirtschaftlichkeit des Biokohleeinsatzes in Böden verbessern können. Die Verwendung von Biokohlen als Stalleinstreu, Futtermittelzusatz oder Additiv zur Vergärung organischer Stoffe in Biogasanlagen und der anschließenden Verwendung in Böden erfordert jedoch weitere Forschungsarbeiten zur Klärung der Wirkungsweise der Biokohlen, der Qualitätsanforderungen und entsprechenden Herstellungsmodifikationen und Dosierungen. Auch für die Herstellung „Terra Preta ähnlicher Erden“ sowie Anzucht- und Kultursubstrate sind zur Klärung substrattypischer Anforderungen und spezieller Aufbereitungsverfahren insbesondere bezüglich der HTC-Biokohlen noch erhebliche Entwicklungsleistungen erforderlich.

Summary

Scope of the project

Scientific investigations on the formation of fertile, black-earth-like soils in Amazonia (*Terra Preta*) suggest it has anthropogenic origins. The material composition of *Terra Preta* can be explained by aerobic and anaerobic biochemical conversion of organic wastes from Indian settlements. The high content of stable carbon compounds can be ascribed to charcoal additions. These additions are cited to be the main reason for the favorable humus, nutrient and water balances of these soils.

This knowledge has motivated many in Germany and other countries to develop technologies for the production and application of organic soil improvers that enrich soils with stable organic compounds in order to improve soil functions, especially fertility, in a similar way. Biochar produced by pyrolysis (“pyrochar”) or hydrothermal carbonization (“hydrochar”) of organic material is favoured as the source of stable organic compounds. However, the term biochar can cover a diverse range of materials, since the chemical composition and physical properties of biochars vary greatly, depending on feedstock materials as well as production technology and process parameters (temperature, duration etc.). Furthermore, for soil improvement or the formation of soils like *Terra Preta*, biochars are also mixed and fermented or composted with other organic materials or mineral components. Therefore, the wide range of feedstock materials, process parameters and their combinations results in a large variability of possible products being called biochar.

In recent years, research activities, publications and conferences dealing with the properties and effects of biochar or *Terra Preta*-like materials has increased extensively. In this study, the results from publications as well as finished and ongoing research projects on the production and application of biochars and similar products or product mixtures have been compiled and analyzed in order to evaluate the chances and risks of biochar use in soils and to identify future research needs.

Chances and risks

Various technologies for the thermochemical production of biochars have reached advanced stages of development from pilot plants to industrial facilities. Pyrolysis and gasification are well-established in practice. First industrial facilities for hydrothermal carbonization of sewage sludge and biogas digestates already exist. These exploit the advantage of hydrothermal carbonization, where biomass with high moisture content can be used without drying. All technologies aim to increase energy and material efficiency, to reduce the generation of pollutants or waste materials and to create additional value by forming beneficial coproducts or new product qualities.

A large variety of biogenic residues may be used for the thermochemical conversion of biomass into biochar. The biggest part of the biomass potential estimated for Germany consists of by-products and residues from agriculture and forestry. Biochar production from these biogenic residues may benefit from the fact that most of the feedstock materials have to be collected, stored, treated or processed properly in any case to provide for environmental protection. Therefore, considerable expenses for residue treatment may be avoided by the production of biochar. Compared to conventional biological treatment, the carbonisation of biomass has a number of advantages such as the intensive stabilization of carbon, the short time of

processing, the destruction of pathogenic germs and organic pollutants by high temperatures as well as the efficient transport of biochar due to a considerable weight reduction of the biomass. This offers new options especially for the management of woody residues, solid manure, slurry and digestate for the production of organic fertilizers.

Biochar stability against chemical or microbial degradation is important in respect to evaluating how long lasting its soil improving properties will be and whether carbon is sequestered in the treated soils. The carbonisation of biomass impedes or seriously delays its microbial degradation. Previous investigations show that pyrolytic biochars are clearly more stable than biochars produced by hydrothermal carbonisation. Under field conditions, mean residence times of more than 100 up to 1000 years can be assumed for pyrolytic biochars. The stability usually increases with rising pyrolysis temperature. According to existing results, the stability of hydrochars is in the range of decades. With biochar from pyrolysis carbon may be accumulated in soils in the long run.

Since a large portion of the biochar is not degraded in the short term or only at very low rates by chemical and biological processes, the mechanisms of humus reproduction differ from the usual processes in agricultural soils amended with easily degradable fresh organic matter or fertilizer. The very stable components of the biochar become part of the „permanent“ soil organic matter and may scarcely be used by microorganisms. Mineralisation products of more readily degradable biochar components are mainly emitted as CO₂ or leached as dissolved organic carbon. Other products of degradation and the related soil microflora and -fauna may be included in humification. However, the magnitudes still can not be quantified.

Biochars feature a high capacity to sorb, bind or store nutrient ions or inorganic and organic compounds. This results from their large inner and outer surface area. The oxidation of the surface area leads to the formation of functional groups with negative excess charge. Therefore, the sorption capacity for cations like K⁺, Mg²⁺ or NH₄⁺ especially develops in the course of the aging of fresh biochars or by specific treatments during production (e.g. activation with steam). Furthermore, appreciable adsorption and storage capacities for nutrient anions (e.g. PO₄²⁻) exist. At the same time, it has to be stated that there is a large ability to store and filter inorganic and organic contaminants.

The formation of functional groups on the biochar surface areas also leads to a decline in the primarily hydrophobic character of fresh biochars and an increase in their wettability. Because of their high porosity, biochars have a high water holding capacity and may improve the water storage in the soils. Biochars with high pH, e.g. most pyrolytic chars and hydrochars made from basic feedstock materials, lead to an increase in pH in acid or slightly alkaline soils. This affects microbial turnover efficiency and chemical solving and precipitation reactions.

The application of biochar, therefore, does not act like common organic fertilization in agriculture with respect to preserving site-adapted humus contents, especially regarding the fractions that may be metabolized. Although biochar can fulfill some functions of stable humus, for instance because of its porosity and adsorption capacity, it can only take over functions of nutritive humus to a small or even unknown extent, particularly in view of soil biota activity.

Investigations about the effects of biochar on the nutrient balance of soils so far have focused on nitrogen cycling. In many cases, biochar induced sorption and immobilization of nitrogen led to a decrease in nitrogen leaching by seepage water, especially in sandy soils. Moreover a reduction in N₂O emissions from soils treated with biochar may occur. There are numerous indications and evidence that the application of biochar increases nutrient storage in the soils

and reduces nitrogen losses. This implies that biochar use is an option to improve the efficiency of nitrogen fertilization and to close nitrogen cycling in the soil-plant systems to a greater extent. The initial decline of nitrogen availability, which has been detected very often after the application of biochar, requires a matched complementary fertilization and concepts to charge the biochars with nitrogen.

The composting and/or fermentation of biochar together with nutrient-rich organic material leads to surface activation, microbial colonization and nutrient enrichment of the biochar. The stable carbon compounds are complemented by organic components that will be readily metabolized and become part of the nutritive soil humus. This combined organic fertilization following the original genesis of Terra Preta, thus, represents a very appropriate method for practical use.

Despite recent research activity, a deeper understanding of the processes driving the effects of biochars on nutrient cycling and soil life is still lacking. Because of the many different qualities and amounts of biochar used in previous experiments and the variety of the soils treated, an adequate systematic analysis to derive final quality criteria and recommendations for the production and application of biochars for the improvement of nutrient cycling in soils is not currently possible. Such criteria and recommendations should be adapted to site conditions and the cropping system.

If and to what extent the application of biochar will lead to the observed soil improving effects depends not only on the biochar properties that are determined by the feedstock and production technology, but also on site conditions (soil, climate) and the cropping system. Only in cases where soil functions are impaired and these deficits are remedied by application of biochar or biochar containing substrates, will soil improving effects become apparent. With respect to the production function of soils, this means that a promotion of plant growth is only to be expected when yield limiting soil properties (low humus content, soil acidity, poor nutrient and water supply, low microbial activity) are improved by biochar application. Cropping experiments predominantly found an increase in plant growth and yields after soil treatment with biochar. However, in some cases, especially on very fertile soils, no effects or even reduced yields were detected.

When incorporating biochars into soils, detrimental effects on physical, chemical and biological soil properties have to be avoided. In particular, the potential for the input of contaminants or intensified release and transport of harmful substances, which may lead to water and air pollution or health risks for plants, animals and humans, has to be considered.

The selection of low-pollutant feedstock for biochar production will positively influence the environmental sustainability of biochar application to soils. However, it has to be taken into account that during pyrolysis as well as hydrothermal carbonization of biomass, a concentration of persistent pollutants like heavy metals takes place and bio-wastes may lose their acceptability as a feedstock for fertilizers, soil improvers or culture substrates. Furthermore, the formation of organic contaminants is possible in all the production technologies (e.g. PAH and dioxins during pyrolysis, volatile compounds especially during hydrothermal carbonization). Their emergence and uncontrolled disposal may be avoided or reduced by a proper process control or a secondary treatment. Appropriate technologies should be used and further developed. Nevertheless, in all biochar production processes, a sanitation and a destruction of organic contaminants (e.g. pharmaceutical products) takes place, which increases with rising produc-

tion temperatures. However, gaps in knowledge still exist with regard to the creation and destruction of polluting organic compounds and their metabolised products.

On the basis of existing investigation results, no acceptable recommendations can be derived for location and use-related biochar application amounts in agriculture or horticulture systems in the temperate zone. Short-term soil or plant growth improving effects do not seem to occur until application rates reach at least 5 to 10 t (D.M.) ha⁻¹ biochar in predominantly sandy soils. There are no findings about long-term effects of low and repeated application rates so far. The highest economic benefits of biochar application can be expected in the cultivation of valuable crops, like vegetables and ornamentals or plant propagation and seedling production, as well as the treatment of infertile soils.

But there are still a lot of imponderables in respect to the costs and benefits of biochar production from agricultural raw materials and residues that have to be evaluated before there will be clarity about the usefulness of biochar application in agriculture. From the economic point of view of a farm enterprise in Germany, there is currently no stimulation to buy and apply biochar for large-scale treatment as the market price of biochar is high and the costs in most cases will amortize only over very long time periods through higher yields and better fertilizer efficiency. According to available cost calculations, a positive net benefit for the use of biochar in agriculture can only be detected when additional benefits arise, for instance as the result of financial incentives for environmental services or the recycling of organic wastes and residues. This means that either biochars have to be traded with much lower prices or positive external effects such as carbon sequestration have to be taken into financial consideration.

Beause of their soil improving properties, the biochars are also well suited for application in landscape construction and reclamation. Although the land area and the amounts required in this sector in Germany are considerably smaller than in the agricultural sector, these fields of application represent a high-grade market segment for the biochar producers. This applies even more so for the production of culture substrates for use in market or hobby gardening, where biochar can substitute for peat. These high-grade application fields offer stable market potentials and should therefore be investigated to a greater extent.

The utilization of byproducts or residues of biochar production for the generation of energy may increase the economic feasibility of the production technologies. The energy obtained can be used for the process of manufacture itself and the treatment of feedstock and products (e.g. drying) or brought to external markets. Precise statements about the economic feasibility of biochar production and application in soils can be worked out only by analysis of the concrete value chain in practice, e.g. using methods of life cycle assessment, due to the diversity of its effects and production methods.

Present statutory provisions for fertilizers and their application in Germany allow only a limited application of biochars. Currently only the use of charcoal, that is pyrolytic biochar, is permitted as a component of fertilizers, culture substrates and soil additives, if they are to be put on the market. It should be examined to what extent biochars can be included in the catalogue of approved raw materials for fertilizers, which would offer more options in terms of biochar production technologies and organic feedstock materials. Certification systems for technologies and products like the „European Biochar Certificate“, which has been established in Switzerland, also contribute towards safeguarding the quality of biochars for a beneficial and environment friendly use as soil improvers.

Research needs

Although pyrolysis technologies for the production of biochar have been established in practice and also first industrial facilities for hydrothermal carbonization have been constructed, further research and development activities are necessary to optimize the quality of the products for the application in soils, to reduce the formation of contaminants and wastes and to increase technology efficiency. This notably applies to hydrothermal carbonization. Whereas extensive results about the characteristics of pyrolytic biochars and their effects in soils are already available, research on biochars produced by hydrothermal carbonisation is still at an early stage.

Up to now, the research on biochar application to soils has almost exclusively been done in short-time experiments or tests lasting at most three years. There is a lack of investigations spanning longer time periods to measure long-term effects, including changes in the biochar properties caused by aging processes. Most notably there are only a few results from trials in the temperate zone. In terms of an implementation of biochar application in agronomic practice, experiments on a field and catchment scale are required to allow the use of a realistic model of the soil-plant-system in a landscape dimension.

Future investigations should focus on the biological and biochemical processes to a greater extent in order to explain the effects of biochar on the humus balance and nutrient cycling in soils. Also the impact of biochar on soil physical properties and on the development of soil structure so far has been systematically examined just in a few cases. Furthermore, there is only little information about the dimension and consequences of the transport of biochar particles by erosion on the soil surface or depth displacement in the soils.

Recently highlighted advantages of composting and fermenting biochar together with easily degradable organic materials, where the biochar gets charged with nutrients and colonized by microbes, should give reason to continue investigations on the production and application of such „biochar compost“ or „biochar substrates“. Options for a cascade or multiple use of biochar in agriculture are arising that may improve the economic efficiency of biochar application to soils. For instance, the application of biochar as stable litter, feed additive or admixture to the fermentation of organic materials in biogas plants may be possible in combination with a subsequent use in soils. This, however, will need further research to clarify the effectiveness of biochars and develop quality standards, technology modifications and dosages. The production of „Terra Preta-like earths“ or culture substrates also still requires substantial development activities to define specific product qualities and processing conditions, in particular with regard to hydrochar.

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Wissenschaftliche Untersuchungen zur Genese fruchtbarer, Schwarzerde-artiger Böden im Amazonasgebiet (Terra Preta) lassen auf eine anthropogene Entstehung schließen. Die stoffliche Zusammensetzung der Terra Preta wird auf die aerobe und anaerobe biochemische Umsetzung organischer Siedlungsabfälle zurückgeführt. Der hohe Anteil stabiler Kohlenstoffverbindungen kann der Zugabe von Holzkohlen (charcoal) zugeschrieben werden. Sie werden als wesentliche Ursache für den günstigen Humus-, Nährstoff- und Wasserhaushalt dieser Böden angeführt.

Hieraus resultieren Bestrebungen in Deutschland und vielen anderen Ländern, Technologien zur Herstellung und Anwendung organischer Bodenhilfsstoffe (bzw. Bodenverbesserungsmittel) zu entwickeln und in die Praxis einzuführen, die dazu geeignet sind, Böden in ähnlicher Weise mit stabilen organischen Verbindungen anzureichern und in ihren Bodenfunktionen, insbesondere ihrer Fruchtbarkeit zu verbessern. Für die Zufuhr stabiler Kohlenstoffverbindungen wird die Verwendung von sogenannten „Biokohlen“ („biochar“) diskutiert, die aus Biomasse bzw. organischen Stoffen durch thermochemische Konversionsverfahren wie die Pyrolyse („pyrochar“) oder die hydrothermale Carbonisierung („hydrochar“) hergestellt werden (Abb. 1). Dabei variieren die stoffliche Zusammensetzung und physikalischen Eigenschaften der Biokohlen in starkem Maße in Abhängigkeit der zur Produktion verwendeten Ausgangsstoffen sowie Verfahren und Prozessparameter (Temperatur, Dauer etc.).



Abb. 1: Beispiele für Pyrolysekohlen aus Rübenschnitzel, Miscanthus, Kaffeebohnen, Biertreber, Forstabfälle, Klärschlamm (von oben links nach unten rechts) (Bildquelle: PYREG GmbH 2013)

Zur Anwendung in Böden oder zur Herstellung von Böden nach dem Vorbild der Terra Preta werden die Biokohlen auch mit weiteren organischen Stoffen sowie teilweise auch mineralischen Komponenten vermischt sowie fermentiert und/oder kompostiert. Zur Fermentation werden meist Milchsäurebakterien appliziert. Die große Bandbreite der Inputstoffe, Prozessparameter und Kombinationen impliziert eine erhebliche Variabilität der möglichen Endprodukte („Biokohle-Komposte“, „Biokohle-Substrate“).

Sowohl für die Herstellung der Biokohlen als auch die anschließende Verarbeitung mit organischen Materialien werden die verschiedensten Rest- oder Abfallstoffe in Betracht gezogen und getestet. Durch den Herstellungsprozess können einerseits Qualitätsverbesserungen erwartet werden (z.B. Verbrennung, Abbau oder Adsorption organischer Schadstoffe, Pathogene, Pharmazeutika), andererseits besteht das Risiko hoher persistenter Schadstoffgehalte durch belastete Inputmaterialien sowie die Entstehung oder Aufkonzentrierung von Kontaminanten durch den Herstellungsprozess (z.B. Schwermetalle, PAK, Dioxine).

Von der Anwendung von Biokohlen oder Terra Preta ähnlichen Materialien in Böden werden nutzungsspezifische Verbesserungen der Bodenstruktur und des Wasserhaushaltes, der Humusgehalte und der Nährstoffversorgung, der bodenbiologischen Aktivität und des Pflanzenwachstums, der Schadstoffbindung und des Schadstoffabbaus erwartet. Gleichzeitig sind mögliche Kontaminationen der erzeugten Biokohlen bzw. Materialien zu berücksichtigen, die die Bodenqualität vermindern und die Bodenfunktionen beeinträchtigen können. Neben der Herstellung und Anwendung von Bodenhilfsstoffen sind auch die Erzeugung und der Einsatz von Kultursubstraten und organischen Düngemitteln in der Erprobung. Dabei sind umweltverträgliche und nutzungsangepasste Nährstoffgehalte und -frachten zu beachten. Das Inverkehrbringen und die Anwendung von Biokohle oder biokohlehaltigen Materialien zur Applikation in und auf Böden muss insgesamt den Vorgaben des Bodenschutz-, des Wasserhaushalts und des Düngerechts – im Fall der Nutzung von Abfällen auch des Abfallwirtschaftsrechts – entsprechen.

Durch den Eintrag stabiler organischer Kohlenstoffverbindungen kann ein Beitrag zur Kohlenstoffanreicherung in den behandelten Böden und damit zur C-Sequestrierung geleistet werden. Dies wird bis zur Einstellung eines standort- und nutzungsangepassten Fließgleichgewichts erwartet. Die überhöhte Zufuhr organischer Stoffe und Anreicherung organischer Bodensubstanz bergen aber die Gefahr einer zeitlich verzögerten erneuten CO₂-Freisetzung. Über die C-Sequestrierung hinaus wird dem Einsatz der Biokohlen auch eine mindernde Wirkung im Hinblick auf klimaschädliche N₂O-Emissionen zugesprochen.

Die Herstellung und Anwendung von Biokohlen entspricht grundsätzlich den Zielen des Ressourcenschutzes und der Abfall- und Kreislaufwirtschaft mit dem Primat einer stofflichen Verwertung. Neben der stofflichen Zusammensetzung und Umweltwirkung der Materialien sind aber auch die notwendigen Aufwendungen zu ihrer Herstellung und Anwendung zu betrachten (Energie- und Ökobilanz). Die potenzielle Umweltentlastung durch C-Sequestrierung muss gegen Emissionen, die durch die Herstellung der Biokohle entstehen, abgewogen werden, um die Nettoentlastung dieser Technologie richtig einzuschätzen.

Darüber hinaus ist eine Kosten-Nutzen-Analyse zur ökonomischen Bewertung erforderlich. Neue Ansätze sehen die Biokohle bzw. Terra Preta Technologie als Bestandteil eines regionalen Stoffstrommanagements mit annähernd geschlossenen Stoffkreisläufen und regionaler Wert-

schöpfung. Dabei ist die Konkurrenz um die organischen Ausgangsstoffe mit bereits etablierten oder zunehmenden Verwertungswegen (z.B. Kompostierung, Verwendung als Wirtschaftsdünger in der Landwirtschaft, Energieerzeugung, Bioraffinerien) zu beachten. Biomasse ist ein durch die Photosynthese begrenzt verfügbares Gut, dessen Stoffkreisläufe immer gesamtgesellschaftlich zu betrachten und zu bewerten sind. Fehlentwicklungen können hier vor allem durch rechtzeitige Vorsorge-Nutzen-Abschätzungen vermieden werden. Ökologische und ökonomische Wertungen sollten unter Berücksichtigung der Energieeffizienz vergleichend erfolgen.

In den letzten Jahren haben die wissenschaftlichen Arbeiten zu Herstellung, Eigenschaften, Anwendung und Wirkungen von Biokohlen bzw. Terra Preta ähnlichen Materialien erheblich zugenommen (Abb. 2). Eine Reihe von wissenschaftlichen Tagungen widmet sich ausschließlich oder in Schwerpunkten diesem Thema. Es fehlt jedoch eine synoptische Zusammenstellung der Ergebnisse und die komplexe Bewertung der Chancen und Risiken der Technologien und Produkte.

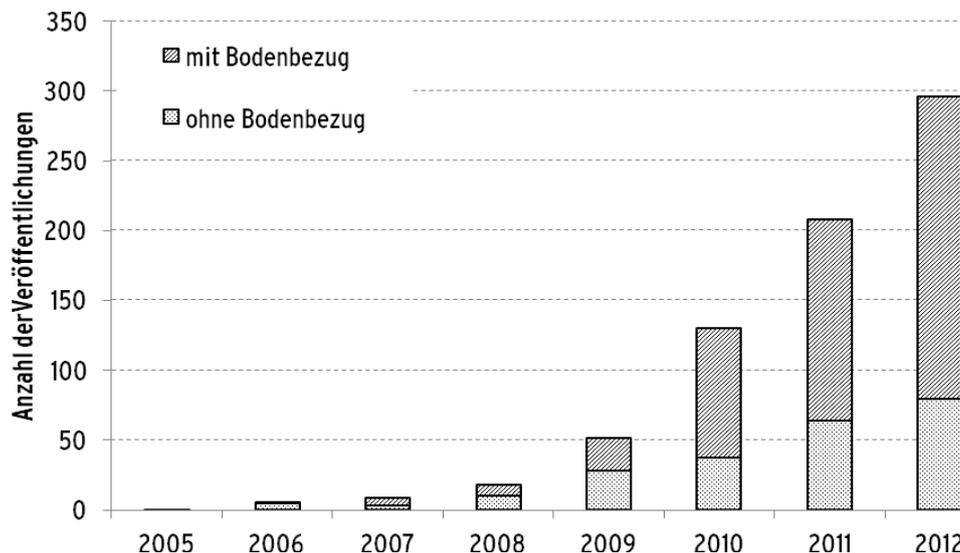


Abb. 2: Veröffentlichungen zum Thema Biokohle in wissenschaftlichen Zeitschriften (Web of Science™; aus Verheijen et al. 2014)

In diesem Bericht sollen die verfügbaren bisherigen Ergebnisse und Zielrichtungen von abgeschlossenen und laufenden Forschungsvorhaben und Projekten zu Herstellung und Verwendung von Biokohlen und verwandten Produkten und Produktmischungen zusammengestellt und bewertet werden.

Wesentlicher Teil der Analyse soll die Auflistung von Defiziten sowohl in den Ergebnissen als auch in den Forschungsansätzen sein. Es soll herausgearbeitet werden, welche Rahmenbedingungen, Daten und Fakten notwendig sind, um die Herstellung und Anwendung von Biokohle zu befürworten oder abzulehnen. Hierzu erfolgt eine:

- Literaturlauswertung der bisherigen Ergebnisse

Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle in Böden

- Bewertung der Chancen und Risiken der Nutzung von Biokohle
- Ableitung des weiteren Forschungsbedarfs

2 Stand des Wissens / Forschungsergebnisse

2.1 Zum Begriff Biokohle

In diesem Bericht werden unter der Bezeichnung „Biokohle“ (engl. „biochar“) solche Kohlen verstanden, die sowohl durch thermochemische als auch durch hydrothermale Prozesse aus organischen Stoffen hergestellt werden. Nach Glaser et al. (2012) sollen sie Kohlenstoffgehalte zwischen 50 und 80 % aufweisen. Bei den organischen Ausgangsstoffen kann es sich ganz allgemein um Biomassen einschließlich organischer Abfallstoffe und Nebenprodukte biologischen Ursprungs wie z.B. Gärreste oder Klärschlämme mit hohen organischen Anteilen handeln. Als Ausgangsmaterialien ausgeschlossen sind ausdrücklich Produkte und Abfälle aus der künstlichen Herstellung von Kohlenwasserstoffen wie z.B. Kunststoffe der Petrochemie. Die hier betrachteten Verfahren zur Herstellung von Biokohlen schließen somit neben der Torrefizierung, Pyrolyse und Vergasung auch die hydrothermale Carbonisierung ein (s. Kap. 2.2). Eine ähnlich umfassende Definition des Begriffs Biokohle in Bezug auf die Herstellungsverfahren geben Glaser et al. (2012) sowie Kammann et al. (2010a), wobei allerdings Kammann et al. (2010a) eine Pyrolysetemperatur oberhalb 350°C angeben und damit die durch Torrefizierung entstehenden Kohlen ausschließen.

Andere Definitionen des Begriffes Biokohle (biochar) schränken seine Verwendung anhand verschiedener Kriterien stärker ein. Sie sollen zum Verständnis der Diskussionen um den Biokohlebegriff und zur Einordnung der in der Literatur verwendeten Bedeutungen im Folgenden kurz erläutert werden:

Einschränkungen werden insbesondere anhand der Herstellungsverfahren, dem Zweck der Herstellung bzw. Anwendung der Kohlen, der verwendeten Ausgangsstoffe sowie der Qualität der Kohlen vorgenommen. So konzentrierten sich die wissenschaftlichen Arbeiten zunächst aufgrund der für die Schwarzerden des Amazonasgebietes (Terra preta) charakteristischen Holzkohle-Bestandteile (engl. „charcoal“) und der nach dem Stand der Technik verfügbaren Pyrolysetechnologien zunächst auf die Pyrolysekohlen. Die ausführliche Definition und Abgrenzung des Biokohlebegriffs von Lehmann und Joseph (2009), die das allgemeine Verständnis des Großteils der mit der Thematik beschäftigten Forschergruppen repräsentiert, bezieht sich deshalb ausschließlich auf die durch Pyrolyse aus organischen Stoffen hergestellten Kohlen. Bereits Lehmann et al. (2006) postulieren, dass der Begriff „Bio“kohle die Zweckbindung impliziert, die durch Pyrolyse verkohlte organische Substanz zur Bodenverbesserung und C-Sequestrierung zu verwenden. Diese Zweckbindung findet sich u.a. auch in den Definitionen des Begriffes „biochar“ von Sohi (2013) und Verheijen et al. (2010). Ein großer Teil der Veröffentlichungen zur Wirkung von Biokohlen in Böden und auf den Pflanzenbewuchs verwendet den Begriff in diesem Sinne und beschäftigt sich mit den durch Pyrolyse hergestellten Kohlen.

Dagegen ist die Herstellung von Kohle aus organischen Stoffen durch das Verfahren der hydrothermalen Carbonisierung und die Verwendung der sogenannten „HTC-Kohle“ („hydrochar“) in Böden erst seit Mitte des letzten Jahrzehnts verstärkt zum Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen und Veröffentlichungen geworden (Libra et al. 2011, Ramke et al. 2012a). Aufgrund der unterschiedlichen Herstellung sowie Eigenschaften und Wirkungen der Pyrolyse- und der HTC-Kohlen werden letztere deshalb in der Literatur häufig explizit als „HTC-Kohlen“ („hydrochar“) von pyrolytisch erzeugten „Biokohlen“ („biochar“) unterschieden.

Seit 2011 wird zunehmend auch der Begriff „Pflanzenkohle“ im deutschsprachigen Raum verwendet. Nach Schmidt (2011) soll damit der Eindruck vermieden werden, dass es sich bei der Biokohle um ein bio-zertifiziertes Produkt der ökologischen Landwirtschaft handelt. An dieser Stelle sei angemerkt, dass Irritationen durch die Verwendung des Wortes „bio“ im englischen Sprachraum auch durch die unterschiedliche Bedeutung der Worte „bio“ und „organic“ vermieden werden können. In den von Schmidt et al. (2012) erarbeiteten Richtlinien für die Produktion von Pflanzenkohlen (European Biochar Certificate) werden diese definiert als pyrolytisch bei einem Sauerstoffgehalt unter 2 % und Temperaturen zwischen 350 und 1000 °C aus organischen Stoffen hergestellte Kohlen, die ökologisch nachhaltig in der Landwirtschaft eingesetzt werden können. Ausgenommen sind somit die Herstellungsverfahren Torrefizierung, Hydrothermale Carbonisierung und Verkokung. Als Ausgangsstoffe dürfen zur Erlangung des Zertifikats nach Schmidt et al. (2012) ausschließlich organische Reststoffe verwendet werden, die auf einer Positivliste angeführt sind und beispielsweise Klärschlamm unberücksichtigt lassen. Als stoffliche Kriterien zur Definition von Pflanzenkohle werden u.a. angegeben: Kohlenstoffgehalte von mindestens 50 %, Black Carbon-Gehalte¹ von 10 bis 40 % des Gesamtkohlenstoffgehaltes, ein molares O/C-Verhältnis < 0,4 und ein molares H/C-Verhältnis < 0,6. Letzteres Kriterium schließt ebenfalls die durch hydrothermale Carbonisierung hergestellten Kohlen faktisch aus.

Die so definierte „Pflanzenkohle“ stellt somit eine Eingrenzung insbesondere der Ausgangsstoffe dar, so dass im vorliegenden Bericht im Sinne der allgemeinen Begriffsfassung (s. oben) die Termini „Biokohle“ und „biochar“ verwendet werden.

2.2 Herstellung von Biokohlen

2.2.1 Grundlagen – Begriffe, Prozesse und Verfahren der thermochemischen Konversion organischer Stoffe

Unter Anwesenheit von Luftsauerstoff wird organische Substanz durch chemische Prozesse in mehreren Schritten zu Kohlendioxid und Wasser veratmet bzw. verbrannt. Die dabei freigesetzte Energie versorgt den Stoffwechsel der meisten heterotrophen Lebewesen und dient dem Menschen seit frühester Zeit als regenerative Energiequelle. Bei Sauerstoffmangel jedoch, zum Beispiel durch Luftabschluss unter Wasser, verändern sich die chemischen Vorgänge grundlegend. Aus der organischen Substanz werden sehr viel weniger CO₂ und Energie freigesetzt, dafür entsteht eine Reihe neuer energiereicher Reaktionsprodukte. In der Natur finden entsprechende anaerobe Prozesse sowohl auf biochemischem als auch auf geo- oder thermochemischem Weg statt. Zu den bekanntesten Produkten dieser anaeroben Prozesse gehören methanhaltiges Sumpfgas, Erdöl und Erdgas, Braun- und Steinkohle bzw. Holzkohle. Rückblickend wurden diese Produkte von der Menschheit zunächst energetisch genutzt, danach zunehmend auch stofflich und, betreffend die festen Kohleprodukte, in einigen Regionen auch bereits früh zur Bodenverbesserung.

¹ Black Carbon: poly-aromatischer Kohlenstoff analysiert mittels Benzolpolycarbonsäuren als molekularer Marker (Glaser et al. 1998)

Zu den natürlichen Prozessen der anaeroben Biomassewandlung wurde in der älteren und jüngeren Vergangenheit eine Reihe technologischer Entsprechungen entwickelt. Hierzu gehört seit Jahrtausenden die Produktion von Holzkohle durch einfache Kohlenmeiler, deren Entstehung sich als Begleiterscheinung von Waldbränden auch auf natürliche Weise vollzieht. Der zugrundeliegende thermochemische Prozess ist die Pyrolyse und entspricht der Herstellungsweise von Biokohle für die aktuelle bzw. angestrebte stoffliche, energetische oder landwirtschaftliche Nutzung. Um die Produkteigenschaften besser zu kontrollieren, die energetische Effizienz zu erhöhen und die Schadstofffreisetzung zu verringern, wurden für die Herstellung von Biokohle ausgehend von der Meilertechnik mehrere neue thermochemische Verfahren mit kontinuierlicher Betriebsweise entwickelt. Dazu gehört auch die Biomassevergasung. Hierbei steht allerdings der Ertrag von Brenngas im Vordergrund. Außerdem wird dem Prozess dazu in begrenzten Mengen Sauerstoff zugeführt.

Neben der Pyrolyse und Biomassevergasung wird seit einigen Jahren auch der geochemische Prozess der Inkohlung in Form der hydrothermalen Carbonisierung (HTC) technisch nachgeahmt. Auf diese Weise lassen sich feste, kohlenstoffreiche Produkte mit bestimmten Eigenschaften gewinnen. Im Vergleich zur Pyrolyse erfordert die HTC erhöhte Drücke und die Anwesenheit von Wasser. So wie in den Prozessbedingungen unterscheiden sich Pyrolyse und HTC auch hinsichtlich ihrer chemischen Prozesse und ihrer Produkteigenschaften. Die Eignung der durch Pyrolyse und HTC gebildeten Biokohle für den Einsatz im Boden, die stoffliche und energetische Effizienz der Herstellung sowie die verfahrensspezifische Entstehung von Schadstoffen sind Gegenstand laufender, weltweiter Forschungs- und Entwicklungsarbeit.

Nach den Produkten der thermochemischen Konversion können die Verfahren Vergasung, Verflüssigung, Carbonisierung (Verkohlung) und Torrefizierung unterschieden werden. Die Art des Wandlungsprozesses erlaubt eine Differenzierung zwischen trockenen und hydrothermalen Verfahren. In Bezug auf die trockenen Verfahren lassen sich in der Reihenfolge einer zunehmenden Wandlung die Trocknung, die pyrolytische Zersetzung, die Vergasung und die Oxidation (Verbrennung) voneinander abgrenzen. Bei hydrothermalen Verfahren sind die für die Kohlebildung relevanten Prozessschritte die Hydrolyse und die Polymerisation (Polyreaktion). Zu beachten ist, dass die Verwendung der Begriffe sowohl in der Wissenschaft als auch der praktischen Anwendung nicht einheitlich ist. Tab. 1 zeigt die für diese Arbeit verwendete Definition, bezogen auf die technischen Verfahren.

Tab. 1: Charakterisierung relevanter Verfahren der Biokohleerzeugung nach Hofbauer et al. (2009), modifiziert

Verfahren	Thermochemische Konversion ¹⁾	O ₂ -Angebot ²⁾	Temperatur [°C]	Produkte
Verbrennung	Tr, PZ, Vg, Ox	$\ddot{e} \geq 1$	800-1300	Heißes Abgas, Asche
Vergasung	Tr, PZ, Vg	$0 < \ddot{e} < 1$	700-900	Brennbares Gas, Kohle
Pyrolyse	Tr, PZ	$\ddot{e} = 0$	450-600	Brennbares Gas, Kohle, Öle
Torrefizierung	Tr, PZ	$\ddot{e} = 0$	250-300	Torrefizierte Biomasse
Hydrothermale Carbonisierung (HTC)	Hy, PR	$\ddot{e} = 0$	180-250 (20-50 bar)	HTC-Kohle, Prozesswasser

¹⁾ Tr Trocknung, PZ pyrolytische Zersetzung, Vg Vergasung, Ox Oxidation, Hy Hydrolyse, PR Polyreaktion

²⁾ Luftzahl \ddot{e} ist der Koeffizient aus dem Luft-Sauerstoffangebot und dem Sauerstoffbedarf für die vollständige Oxidation

Ein entscheidender Unterschied zwischen der trockenen, thermochemischen Umwandlung und der hydrothermalen ist der Prozess der Hydrolyse (Mok und Antal 1992; Varhegyi et al. 1993) (Abb. 3). In dieser Initialreaktion werden die Makromoleküle der Biopolymere mit Hilfe von Wasser aufgespalten und es entstehen vielfältige Zwischenprodukte. Diese sind bei den Reaktionsbedingungen der HTC gut in Wasser löslich (Kruse et al. 2013). Dadurch werden homogene Reaktionen ermöglicht, die im Gegensatz zu heterogenen Reaktionen häufig nicht mehr transportlimitiert sind. Durch eine Reihe von Folgereaktionen können diese Zwischenprodukte wieder polymerisieren, wobei sie einen Feststoff mit einem erhöhten Kohlenstoffanteil bilden ('coke'). Dieser Feststoff kann je nach Prozessführung unterschiedliche Gestalt annehmen und bietet somit ein hohes Potenzial zur Herstellung von funktionalisiertem Kohlenstoff (Titirici et al. 2012). Bei der hydrothermalen Carbonisierung von Biomasse treten neben diesem charakteristischen Reaktionspfad über flüssige Intermediate aber auch pyrolytische Reaktionsmechanismen auf, bei denen ebenfalls ein Feststoff ('char') gebildet wird (Karayildirim et al. 2008). In welchem Verhältnis diese unterschiedlichen Reaktionspfade liegen, und inwieweit sie sich durch die Prozessführung beeinflussen lassen, ist bislang noch nicht systematisch untersucht worden (Abb. 4).

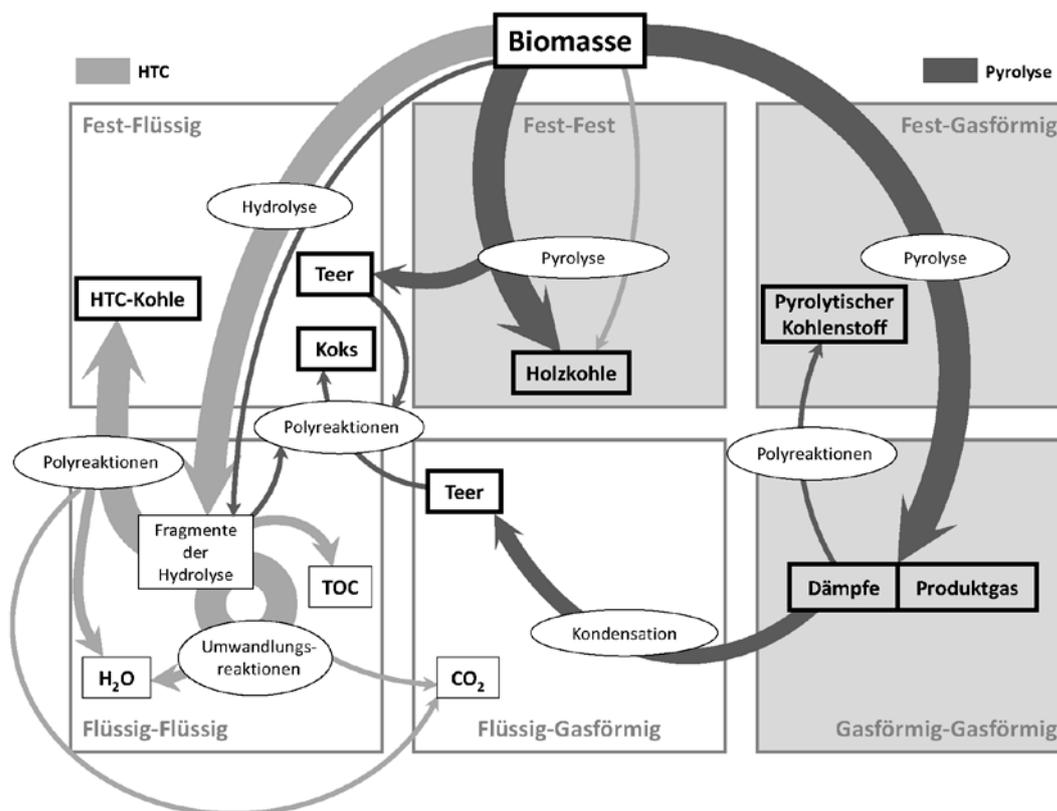


Abb. 3: Unterschiede in den prinzipiellen Reaktionsmechanismen von Pyrolyse und hydrothormaler Carbonisierung (Libra et al. 2011, www.tandfonline.com)

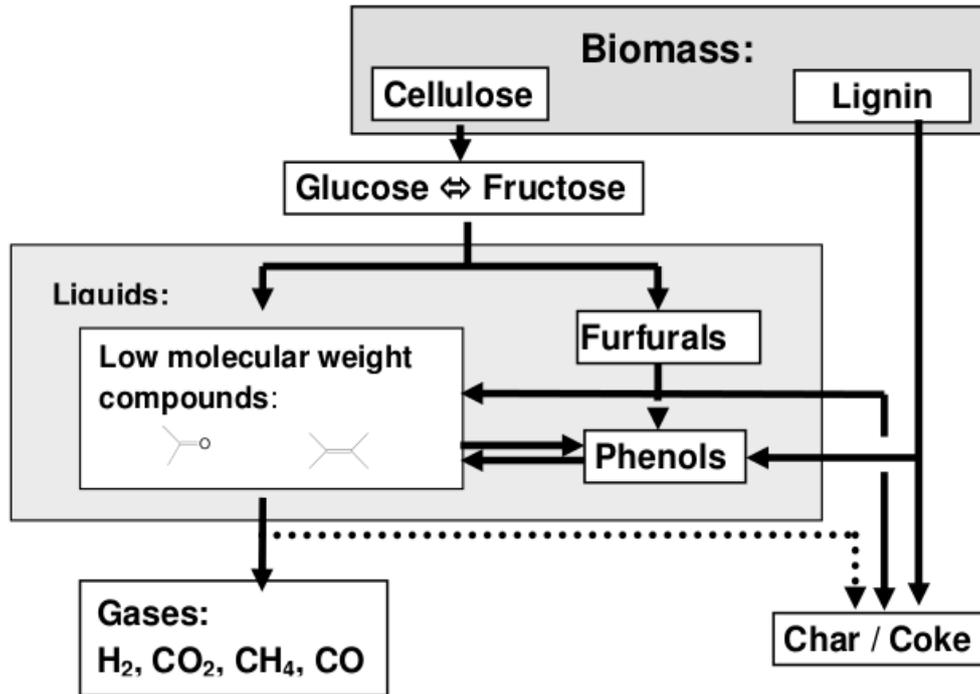


Abb. 4: Vereinfachter Reaktionsablauf der HTC (Kruse et al. 2013)

2.2.2 Herstellungsverfahren

Hydrothermale (thermochemische) Verfahren

Bei der hydrothermalen Carbonisierung spielen die Kohlenstoffverluste durch Produktgase eine untergeordnete Rolle. Aber es gibt einen bedeutenden Verlust durch gelöste organische Verbindungen im Prozesswasser, der überwiegend aus organischen Säuren besteht, aber auch signifikante Anteile von Phenolen und/ oder Furfuralen haben kann (siehe Kap. 2.2.4). Dieser liegt üblicherweise im Bereich von 20 % des Kohlenstoffs der Biomasse (Funke und Ziegler 2010, Kruse et al. 2013, Libra et al. 2011, Ramke et al. 2012a), kann aber durch geeignete Prozessführung verringert werden (Funke et al. 2013, Stemann und Ziegler 2011). Im Umkehrschluss lässt sich mit HTC ein Kohleprodukt erzeugen, in dem bis zu 80 % des ursprünglichen Kohlenstoffs enthalten sind. Bei der hydrothermalen Vergasung und Verflüssigung treten üblicherweise keine nennenswerten festen Nebenprodukte auf (Kruse et al. 2013).

Aus technischer Sicht gelten hydrothermale Verfahren für die großtechnische Anwendung als ausgereift. Anlagen mit vergleichbaren technischen Anforderungen wurden mit einer Produktionskapazität von mehreren Millionen Jahrestonnen Anfang des 20. Jahrhunderts zur hydrothermalen Trocknung von Braunkohle betrieben (Fohl et al. 1987) und großtechnisch für die Behandlung von Torf umgesetzt (Mensing 1980). Es ist jedoch offen, ob solche Anlagen unter heutigen und künftigen Rahmenbedingungen wirtschaftlich betrieben werden können. Es existieren bereits erste Anlagen im industriellen Maßstab zur Carbonisierung von Klärschlamm und Gärresten und Pilotanlagen zur Carbonisierung einer Vielzahl von anderen Biomassereststoffen (Tab. 2).

Tab. 2: Auswahl existierender Anlagen zur hydrothermalen Carbonisierung von Biomasse. Alle Daten beruhen auf Angaben in der Internetpräsenz der jeweiligen Hersteller (Stand 22.04.2013).

Unternehmen	Kapazität Biomasse [Mg a ⁻¹]	Typ und Betrieb
Artec Biotechnologie GmbH	180	Demonstrationsanlage seit 2007
AVA-CO ₂ Schweiz GmbH	40.000	Demonstrationsanlage seit 2010 Industrieanlage seit 2012
SunCoal Industries GmbH	Keine Angaben	Demonstrationsanlage seit 2008
TerraNova Energy GmbH	1.200	Demonstrationsanlage seit 2010

Sämtliche Anlagen zur hydrothermalen Carbonisierung von Biomasse dienen der Herstellung von einem Produkt, das als erneuerbarer Energieträger gehandelt wird. Es gibt nur vereinzelt Daten zur Beschreibung von bodenrelevanten Eigenschaften der HTC-Kohle (Libra et al. 2011). Es kann als erwiesen betrachtet werden, dass HTC-Kohle eine um ein bis zwei Größenordnungen geringere Oberfläche² aufweist als Pyrolysekohle, die sich auch nur geringfügig durch eine Anpassung der Temperatur beeinflussen lässt (Mochidzuki et al. 2005, Mumme et al. 2011). Außerdem ist HTC-Kohle weniger stabil als Pyrolysekohle (Steinbeiss et al. 2009), da die Höhe der Reaktionstemperatur während der thermochemischen Umwandlung über die Stabilität der verbleibenden chemischen Verbindungen entscheidet (siehe Kap. 2.4).

Aufgrund der Vielzahl an Möglichkeiten, die Eigenschaften des Produktes durch die Prozessführung der hydrothermalen Carbonisierung gezielt zu verändern, liegt hier ein unbekanntes Potenzial, das aufgrund der relativ neuen Forschung in diesem Bereich noch nicht näher abgeschätzt werden kann. Es muss aber auch beachtet werden, dass neben den Eigenschaften der HTC-Kohle, von denen positive Wirkungen beim Einsatz in Böden erwartet werden, auch die negativen Aspekte im gleichen Maße Beachtung finden müssen wie bei Pyrolysekohle (siehe Kap. 2.2.4).

Pyrolyse

Pyrolyse ist die thermische Spaltung chemischer Verbindungen in Abwesenheit von Sauerstoff oder unter Sauerstoffmangel. Pyrolyseprozesse werden vom Menschen seit Jahrtausenden verwendet. Bekannt ist die Herstellung von Holzkohle durch das Verschwelen von Holz in Meilern. Etwas weniger bekannt aber dennoch sehr bedeutsam, war die gezielte Herstellung von Teer bzw. teerartigen Substanzen durch Schwelung. Letzteres erreichte im ausgehenden 19. Jahrhundert eine gewisse Reife und wurde unter dem Begriff der trockenen Destillation in technisch relevanten Maßstäben semiindustriell durchgeführt (Bugge 1927).

² DIN ISO 9277:2003-05 Bestimmung der spezifischen Oberfläche von Feststoffen durch Gasadsorption nach dem BET-Verfahren

Weltweit betrachtet ist Holzkohle für eine große Anzahl von Menschen in Entwicklungsländern die dominierende Energiequelle. Mit der Herstellung von Biokohlen rückte die Holzkohleherstellung in unseren Breiten wieder stärker in den Fokus. Die thermische Zersetzung ist ein Vorgang, der auch in anderen Prozessen wie der Verbrennung oder der Vergasung auftritt. Es sollte daher zwischen der Pyrolyse als technisch realisierter Prozess und der Pyrolyse als Teilschritt der thermochemischen Konversionsreaktionen unterschieden werden.

Technisch wird die Pyrolyse in weitgehend geschlossenen Behältern durchgeführt. Das Ausgangsmaterial wird entweder als ruhende Schüttung vorgelegt und dann erhitzt, oder es wird kontinuierlich eingetragen bzw. durch den Reaktor gefördert (Schnecken, Drehrohr, ablative Pyrolyse). Die Produkte der Pyrolyse sind Gase (CO_2 , H_2 , CO), kondensierbare Dämpfe (H_2O und organische Verbindungen) sowie ein fester kohlenstoffreicher Rückstand (Holzkohle), der als Biokohle genutzt werden kann. Dennoch sollten im Sinne eines wirtschaftlichen und umweltgerechten Anlagenbetriebs auch die Kondensate und Gase verwertet werden können.

Die Eigenschaften der entstehenden Holzkohlen hängen vom eingesetzten Material, von der Aufheizgeschwindigkeit, der maximal erreichten Temperatur, der Verweildauer im System und auch von der Art der umgebenden Gas/Dampfatmosfera ab. Eine Pyrolyse ohne Anwesenheit von O_2 wird endotherm, d.h. durch Wärmezufuhr von außen betrieben. Werden die Temperaturen durch eine Teiloxidation von Ausgangsmaterial erzeugt, also unter Sauerstoffmangel gearbeitet, handelt es sich um autotherme Prozesse. Für eine Kohle mit möglichst wenigen Rückständen organischer Dämpfe sollte der Reaktionsraum leicht von Gas durchströmt werden.

Es gibt eine Vielzahl von realisierten Pyrolyseprozessen, die eine ebenso große Vielfalt an Produktspektren erzeugen sollen. In den letzten 30 Jahren wurden Teilverbrennungs-, Schwel- und Pyrolyseprozesse zur Vorbehandlung von Biomassen als auch zur Gewinnung von Kondensaten intensiv bearbeitet, was sich in einer Vielfalt an Publikationen ausdrückt (Antal und Grønli 2003, Bridgwater 2013, Hornung, 2013).

Bei der Herstellung von Biokohlen stellt sich die Frage, ob eine maximale Kohlenstoff- oder/und Energieausbeute, eine möglichst hohe Reinheit oder eine spezielle Porenstruktur das Ziel sein sollte. Die Kohlen könnten mit Dampf behandelt werden und so in ihren Eigenschaften dem Bedarf angepasst werden. Die Entwicklung steht hier allerdings erst am Anfang.

Vergasung

Im Gegensatz zur Pyrolyse wird bei der Vergasung das Ziel verfolgt, möglichst die gesamte organische Substanz in die Gasphase zu überführen. Dazu wird das zu vergasende Material mit einem Vergasungsmittel zur Reaktion gebracht. Eine Übersicht über die Vielfalt an Verfahren findet sich bei Higman und Burgt (2011), Hiller et al. (2007), Kaltschmitt et al. (2009) und Neubauer und Liu (2013).

Eine vollständige Umsetzung der festen Substanz findet dennoch in vielen Vergasungsreaktoren nicht statt. Die Temperaturen in Vergasungsprozessen liegen zwischen ca. 700 und 1400°C. Flugstromreaktoren, die bei hohen Temperaturen (1100-1400°C) betrieben werden, erreichen einen nahezu vollständigen Umsatz, sind also für Betrachtungen hinsichtlich der Holzkohlen irrelevant. In Festbettprozessen und Wirbelschichten sind durchaus noch signifikante Mengen an kohlenstoffreichen Feststoffen zu finden. Aufgrund der höheren Temperaturen im Reaktor kommt es zur Bildung mehrkerniger Aromaten, die sich auch, je nach Prozessführung, auf den

Rückständen nachweisen lassen. Es gibt bislang keinen Vergaser, der hinsichtlich einer Ausschleusung von Biokohlen optimiert wurde.

Die Untersuchung von Reichle et al. (2010) zeigte, dass die meisten Vergaserkohlen zu stark mit PAK belastet waren, um in Böden eingesetzt werden zu können. Dennoch besteht gerade bei der Vergasung die Möglichkeit, Biokohlen mit günstigeren Eigenschaften durch eine Ausschleusung an den richtigen Stellen des Prozesses bzw. durch Nachbehandlung mit Vergasungsmitteln bei gleichzeitiger Temperaturkontrolle (z.B. in Wirbelschichten) zu gewinnen. Eine gemeinsame Nutzung von energetischer Wandlung und der Generierung von Biokohle bzw. auch der Rückführung von Nährstoffen aus den kohlenstoffreichen Rückständen (Aschen) wäre von Interesse.

Auch hier sollten unter dem Gesichtspunkt der Schadstoffbelastung die Reaktorkonzepte genauer betrachtet werden. Gleichstrom-Festbettreaktoren erreichen ca. 1100°C an der heißesten Stelle. Alle dort gebildeten Aromaten werden zusammen mit dem Koks im Gleichstrom durch die Reduktionszone geführt. Daher ist eine Belastung mit organischen Schadstoffen nicht auszuschließen, obwohl dieser Reaktortyp als sehr teerarm gilt.

Im Gegenstromreaktor wird der überwiegende Teil des Koks verbrannt. Solange der Wärmehaushalt des Reaktors es zulässt, könnte hier Kohle abgezogen werden, die nicht in Kontakt mit Schwelgasen gekommen ist, bzw. die ausreichend gespült wurde. In Wirbelschichtreaktoren ist eine Ausschleusung leichter realisierbar, allerdings haben die Kohlen im voll durchmischten System Kontakt zu allen Gasbestandteilen. Eine Nachbehandlung wäre sicher notwendig.

2.2.3 Kohlenstoff- und Energiebilanz der Herstellungsverfahren

Grundlagen der Bilanzierung

Reinhardt (1995) wies darauf hin: „eine generelle Voraussetzung zur Erstellung von Bilanzen ist – abgesehen von der Festlegung der Zieldefinition – die Festlegung von Systemgrenzen, wobei das Ergebnis der Bilanzierung stark von den gewählten Systemgrenzen abhängen kann“. Es gibt unterschiedliche Bilanzierungsmethoden, so die produktbezogene und die prozessbezogene Bilanzierung (Hofmeister 1988). Dabei können verschiedene Verfahren verglichen werden, die das gleiche Produkt hervorbringen. Die Vergleichbarkeit von Pyrolyse- und HTC-Verfahren ist zunächst gegeben, wenngleich dies aus ingenieurtechnischer Perspektive fraglich erscheint. Es werden zwar beide Verfahren für die Biokohle-Herstellung eingesetzt, aber die genutzten Materialien unterscheiden sich sehr stark im Trockensubstanzgehalt (TS). Das bedeutet, dass im HTC-Verfahren ein Ausgangsmaterial mit einem hohen Wassergehalt verwendet werden kann. Vor einem Pyrolyse-Verfahren müsste dieses Material aufwendig getrocknet werden (Funke 2012, Neubauer 2011). Die zusätzlich aufgewendete Trocknungsenergie kann bilanziert werden, was eine rechnerische Vergleichbarkeit der beiden Verfahren ermöglicht.

Die Überlegung, Vergasungs-Verfahren in diesen Vergleich aufzunehmen, weil dabei Biokohle als Nebenprodukt entsteht, kann zu einer Fehlansage führen, da dieses Verfahren auf ein anderes Produkt, nämlich ein brennbares Gas abzielt. Die Aspekte Biomasseanbau, Biomasse-transport, Biomasselagerung und Biomassevorbereitung erschweren die Bilanzierung zusätzlich. Im Gegensatz zur trockenen, thermochemischen Umwandlung eignet sich hydrothermale Carbonisierung auch für den Einsatz von feuchter Biomasse. Zwar könnte theoretisch auch tro-

ckene Biomasse mit vergleichbarer Effizienz carbonisiert werden. Jedoch ist im Vergleich zur Pyrolyse bei der hydrothermalen Carbonisierung ein erhöhter Anlagenaufwand aufgrund von Druckbehältern, Wärmerückgewinnung und Fördereinrichtungen zu erwarten.

Ingenieurtechnisch muss also die Frage gestellt werden: Was soll für welchen Zweck aus welchem Ausgangsmaterial hergestellt werden? Daraus ergeben sich Hinweise auf geeignete Verfahren und Vorgehensweisen der Bilanzierung. Die Bilanzierungsergebnisse können stark variieren, wie der Vergleich der Produktionsziele Energiebereitstellung und Biokohlebereitung bei der langsamen Pyrolyse und der hydrothermalen Carbonisierung von Klärschlämmen und Gärresten gezeigt hat (Gaunt und Lehmann 2008).

Hydrothermale Verfahren

Abb. 5 zeigt ein Energieflussdiagramm des HTC-Verfahrens für die Klärschlamm Entsorgung. Von besonderem Vorteil sind die Vermeidung einer aufwändigen Klärschlammreinigung und die gleichzeitige Nutzung des Klärschlamm als Energieträger. Aus Klärschlamm wird Klärschlammkohle gewonnen, die anschließend als Verbrennungsgut eingesetzt werden kann. Dies führt zur positiven Energie- und CO₂-Bilanz. Die Darstellung des Energieflussdiagramms beginnt beim HTC-Verfahren, da ein vorheriges Trocknen nicht nötig ist. Dabei wird aus Klärschlamm mit einem Energiegehalt von 13,75 GWh eine Klärschlammkohle mit 9,93 GWh Energiegehalt und aus der anschließenden Monoverbrennung eine Nutzenergie von 6,80 GWh gewonnen (Holinger 2011). Die so gewonnene Kohle sollte wegen möglicherweise enthaltenen Schwermetallen nur in der energetischen Verwertungskette eingesetzt werden. Dagegen ist eine Nutzung von HTC-Kohle aus Gärresten für die Boden Anwendung möglich.

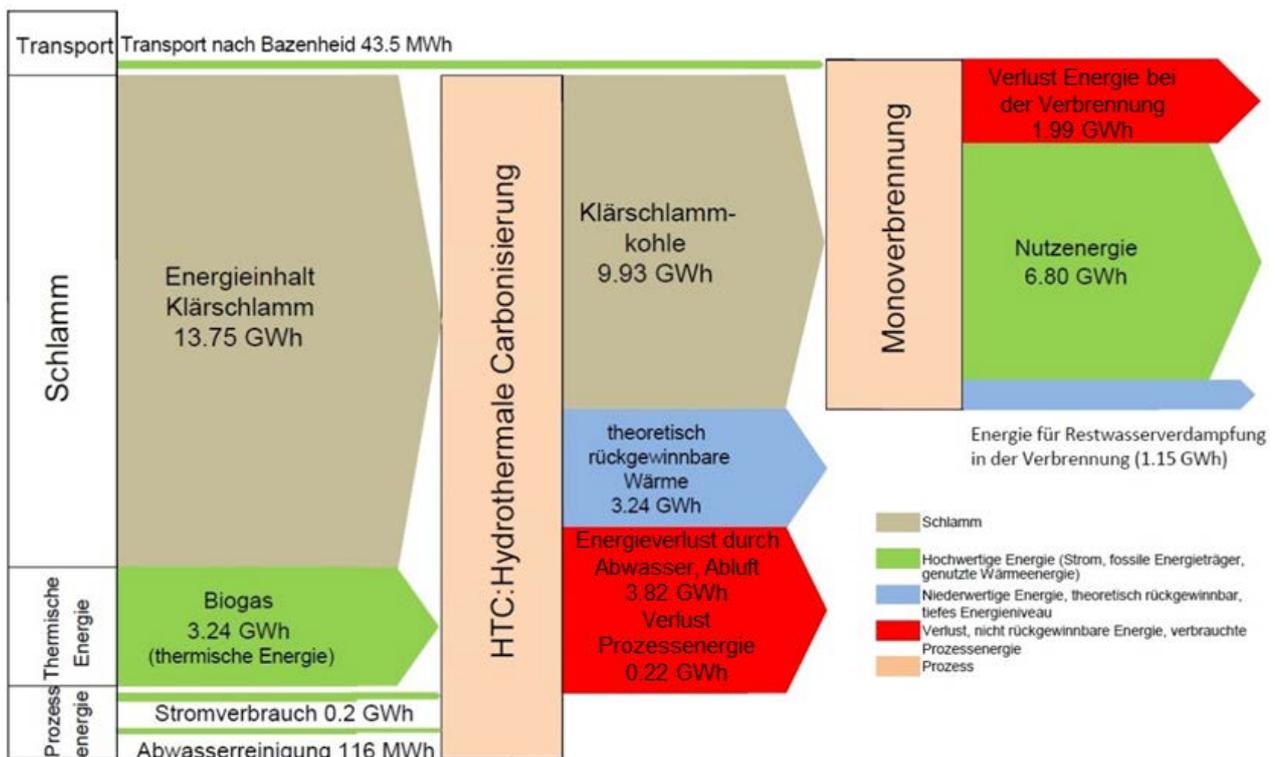


Abb. 5: Energieflussdiagramm für Klärschlamm, HTC-Verfahren (Holinger AG 2011)

In Tab. 3 wird eine beispielhafte C- und Energiebilanz des HTC-Verfahrens dargestellt, wobei hier als Ausgangsstoff die Gärreste aus Biogasanlagen berücksichtigt wurden. Sie kommen aus unterschiedlichen Verfahren mit den Substraten Maissilage und Gülle aus dem klassischen Rührkessel sowie Stroh aus dem Aufstromverfahren.

Tab. 3: Beispielhafte Kohlenstoff- und Energiebilanz bei hydrothormaler Carbonisierung von Gärresten. Die Ungenauigkeit der Messungen ist in Klammern als absoluter Wert angegeben (Funke 2012)

	Kohlenstoff			Energie	
	[% _{fest}]	[% _{flüssig}]	[% _{gas}]	[% _{fest}]	[% _{gas}]
Gärrest 1	81,1 (1,9)	12,4 (1,0)	1,6 (0,2)	76,4 (2,1)	0,2 (0,04)
Gärrest 2	76,9 (1,8)	18,5 (0,4)	2,4 (0,1)	62,8 (1,0)	0,3 (0,03)

Es treten chemische und thermische Energieverluste auf, wobei durch Wärmerückgewinnung der Energieverlust begrenzt werden kann. Der Kohlenstoff der Biomasse kommt dann in der Kohle in höherer Dichte vor, wobei der Großteil des Kohlenstoffverlusts im Prozesswasser stattfindet (Funke 2012). Eine interessante Möglichkeit der Energierückgewinnung aus dem Prozesswasser ist die Vergärung der organischen Fraktion zu Biogas (Wirth et al. 2012). Die Verluste im Prozesswasser lassen sich jedoch auch durch geeignete Prozessführung verringern, wie z. B. durch Rezirkulierung des Prozesswassers (Stemann und Ziegler 2011) oder die Anpassung des Wassergehalts im Reaktor (Funke et al. 2013). Dadurch lässt sich die Kohleausbeute erhöhen.

Pyrolyse

Die Kohlenstoff- und die Kohleausbeuten der Pyrolyseverfahren werden in starkem Maße von der Verfahrenstemperatur beeinflusst (Quicker 2012). Die Torrefizierung von Biomassen bei relativ geringen Temperaturen von 250 bis 300 °C hat hohe Feststoff- bzw. Kohlenstoffausbeuten zur Folge (Tab. 4). Mit der Pyrolyse bei höheren Temperaturen nehmen die Kohlenstoffgehalte der erzeugten Biokohlen zwar zu, die Ausbeuten in % der mit den organischen Ausgangsstoffen eingesetzten Kohlenstoffmengen sind jedoch teilweise deutlich geringer.

Tab. 4: Kohlenstoffgehalte und-ausbeuten sowie Feststoffausbeuten von thermochemisch aus Holz hergestellten Biokohlen in Abhängigkeit typischer Prozessbedingungen (nach Meyer et al. 2011)

	Prozess-temperatur [°C]	Verweil-dauer	C-Gehalt [M.-%]	C-Ausbeute ¹⁾ [%]	Feststoff-ausbeute ¹⁾ [%]
Torrefizierung	~290	10-60 min	51-55	67-85	61-84
Langsame Pyrolyse	~400	Minuten - Tage	95	~58	~30
Schnelle Pyrolyse	~500	~ 1 s	75	20-60	12-26
Vergasung	~800	10-20 s	-	-	~10

¹⁾ Masse Produkt / Masse Ausgangsstoff in %

Abb. 6a zeigt die Prozesskette der industriellen Biokohle-Produktion am Beispiel eines langsamen Pyrolyse-Verfahrens mit Systemgrenzen für die Ökobilanz. In dieser Betrachtung wird die Bilanzgrenze bei der Biomassesammlung und bei der Bodenanwendung (innerhalb der gestrichelten Linie) gezogen, wobei die Massenströme die Bilanzgrenzen nicht übertreten dürfen (Schnitzer 2012). Zwischen diesen beiden Arbeitsschritten ist die eigentliche Pyrolyse (innerhalb der durchgezogenen Linie) dargestellt, in der die Prozessschritte Schreddern, Trocknen und langsame Pyrolyse erfolgen. Dabei entsteht Biokohle für die Bodenanwendung und Synthesegas, das wiederum in den Trocknungsprozess zurückgeführt wird (Roberts et al. 2010). Bei den meisten ausgewählten LCA-Auswertungen des Abfallmanagements zeigte sich, dass bei der Pyrolyse eine positive Umweltwirkung erzielt wird (Saft 2007).

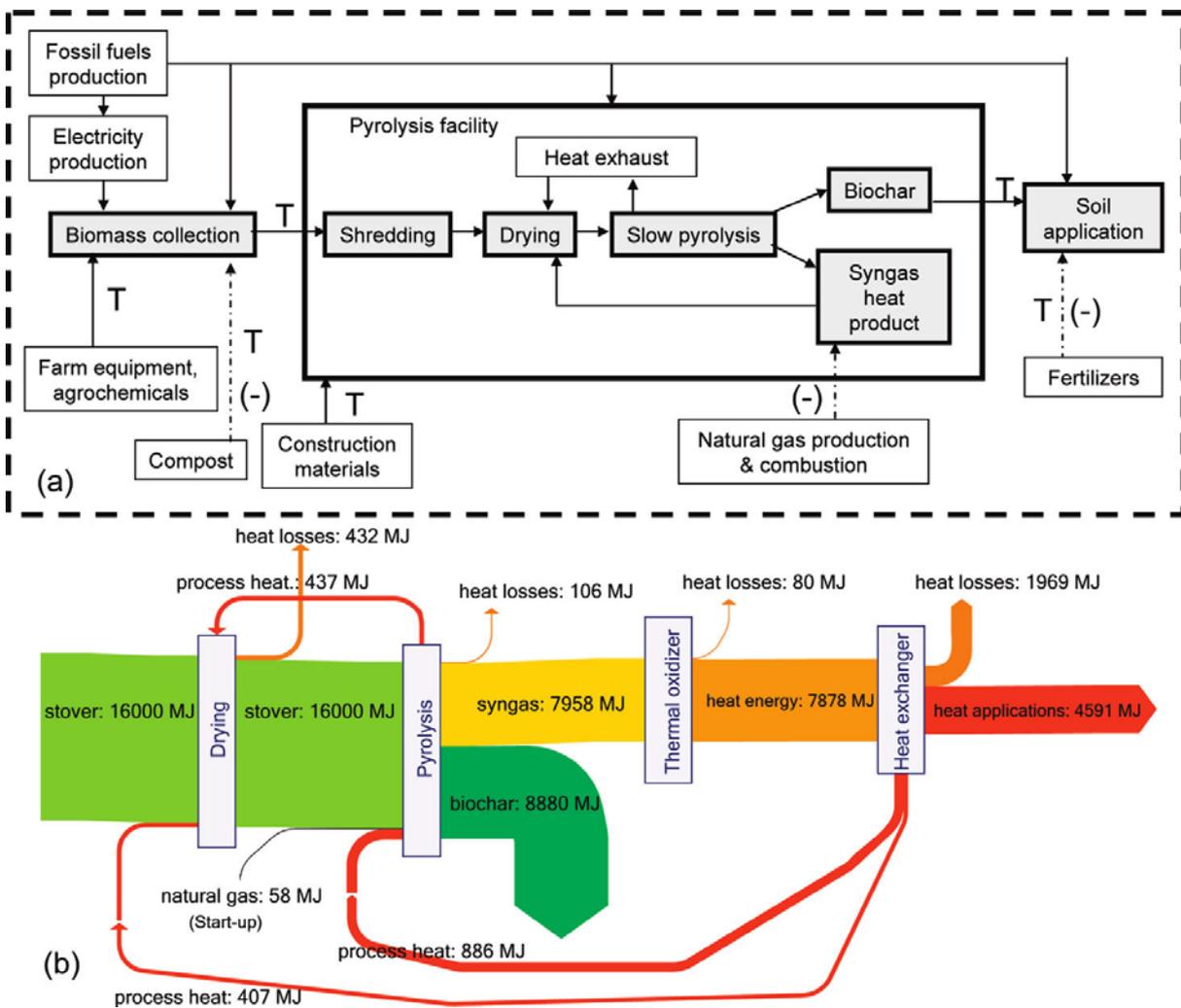


Abb. 6: Prozesskette und Energieflussdiagramm eines Pyrolyse-Verfahrens mit Energieproduktion (Roberts et al. 2010)

(a) Der gestrichelte Kasten stellt die Systemgrenzen für die LCA-Berechnung eines Pyrolyse-Verfahrens mit Bioenergie-Produktion dar. Die gestrichelten Pfeile mit (-) zeigen vermiedene Prozesse. Das "T" steht für den Transport. Die vermiedene Kompostierung gilt nur für Grünabfälle.

(b) Energieflussdiagramm (MJ t^{-1} TM Rohstoff) eines Pyrolyse-Verfahrens mit Bioenergie-Produktion.

In Abb. 6b wird das Energieflussdiagramm des Biomasse-Pyrolyse-Prozesses gezeigt. Die Darstellung beginnt mit dem Schritt des Trocknens. In der Pyrolyse entstehen Biokohle und Synthesegas. Letzteres wird unter Hitze oxidiert und die dabei gewonnene Wärmeenergie wird durch einen Wärmetauscher nutzbar gemacht. Dabei werden aus trockenem Stroh mit einem Energiewert von 16.000 MJ Biokohle mit einem Energiewert von 8.880 MJ und nutzbare Energie in Form von Wärme mit einem Energiewert von 4.591 MJ gewonnen (Roberts et al. 2010).

In Tab. 5 sind Kohlenstoff- und Energiebilanzen der Pyrolyse unterschiedlicher Ausgangsmaterialien dargestellt. Dabei werden die beiden Linien der Biokohleproduktion für die Bodenanwendung und die reine energetische Nutzung gegenübergestellt. Die Energieausbeute bei der gekoppelten Bereitstellung von Energie (Pyrolysegas) und Biokohle für die Bodennutzung liegt mit 2 - 7 MJ MJ^{-1} etwa 30 % unterhalb der alleinigen Bereitstellung von Energie (3 - 9 MJ MJ^{-1}). Dies zeigt, dass eine Auskopplung von Biokohle ohne große Energieeinbußen und vor allem ohne zusätzlichen Energieeinsatz möglich ist, bei gleichzeitig erweiterter Wertschöpfung und dauerhafter Kohlenstofffixierung.

Tab. 5: Energiebilanz der Pyrolyse für unterschiedliche Biomasse und Produktionsziele (nach Gaunt und Lehmann 2008)

	Switch-grass	Miscan-thus	Mais	Weizen-stroh	Mais-stroh
Eingänge [$\text{MJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]					
Acker Produktion	5521	6505	20789	2024	2352
Transport und Verarbeitung	3671	4430	11990	2410	2440
Summe	9192	10935	32779	4434	4792
Bruttoleistung [$\text{MJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]					
Pyrolyse optimiert für Energie	64225	80050	99425	40056	43456
Pyrolyse optimiert für Biokohle	48811	60838	75563	30442	33027
Nettoleistung [$\text{MJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]					
Pyrolyse optimiert für Energie	55033	69115	66646	35622	38665
Pyrolyse optimiert für Biokohle	39619	49903	42784	26008	28235
Energieausbeute [MJ MJ^{-1}]					
Pyrolyse optimiert für Energie	7,0	7,3	3,0	9,0	9,1
Pyrolyse optimiert für Biokohle	5,3	5,6	2,3	6,9	6,9
Biokohle-Ausbeute [$\text{kg C ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]					
Pyrolyse optimiert für Energie	0	0	0	0	0
Pyrolyse optimiert für Biokohle	867	1081	1338	534	599

2.2.4 Emissionen von Schadstoffen bei der Herstellung von Biokohlen

Während der Biokohleherstellung kommt es prozessbedingt zur Bildung zahlreicher Schadstoffe mit einem Gefährdungspotenzial für Mensch, Tier, Umwelt und Klima (Kap. 0). Die Anlagentechnik und der Betrieb sind daher entsprechend so auszulegen, dass die tatsächliche Freisetzung auf ein zulässiges Minimum reduziert wird.

In Abhängigkeit von der Beschaffenheit der Ausgangsbiomasse sowie des Herstellungsprozesses kann sich die Art der relevanten Schadstoffe in einem weiten Bereich von Schwermetallen, diversen organischen Verbindungen, Gasen und Schwebstoffen bewegen. Eine mögliche Freisetzung und damit eine Gefährdung erstrecken sich über den gesamten Lebenszyklus der Biokohle, im Einzelnen: Herstellung, Aufbereitung, Verpackung, Lagerung, Transport, Ausbringung und Verweildauer im Boden. Hinzu kommt der Lebenszyklus der bei der Biokohleherstellung gebildeten Gas- und Flüssigphase. Im Hinblick auf den eigentlichen Prozess der Biokohleherstellung besteht die wesentliche Schadstoffquelle in der Emission von Kohlenmonoxid, Methan, flüchtigen organischen Verbindungen sowie von Schwebstoffen.

Angaben über die Höhe der Emissionen bei der thermochemischen Biomassewandlung stützen sich auf nur wenige Literaturquellen und ein sehr uneinheitliches methodisches Vorgehen. Ein im Jahr 1995 im Auftrag der US Umweltschutzbehörde (EPA) verfasster Bericht zur Festlegung von Emissionsfaktoren bei der Holzkohleherstellung (AP-42, Section 10.7) fußt auf neun Literaturquellen. Wesentliche Ergebnisse, die sich auf Verfahren ohne Nachbehandlung der Gasphase beziehen, sind in Tab. 6 dargestellt.

Tab. 6: Emissionen im Zuge der Holzkohleherstellung, ohne Nachbehandlung der Gasphase (USEPA, 1995)

Schadstoff	Anzahl der Quellen	Emissionen [g kg ⁻¹ Kohle]	
		Mittelwert	Spanne
CO	4	140	48-190
CH ₄	2	54	50-57
Flüchtige org. Verbindungen ¹⁾	3	140	17-198
Polyzyklische organische Stoffe	1	0,0047	k.A.
Schwebstoffe ²⁾	3	160	62-208

¹⁾ Besteht überwiegend aus Methanol, Essigsäure, Formaldehyd, Pyrosäuren und ungesättigten Kohlenwasserstoffen

²⁾ Einschließlich kondensierbarer Substanzen, bestehen überwiegend aus Teeren und Ölen

Zu ergänzen ist, dass die Autoren keine signifikanten Unterschiede zwischen einer satzweise und einer kontinuierlich betriebenen Produktionsanlage feststellen konnten. Große Wirkung auf die Höhe der Emissionen hatte dagegen der Einsatz von Techniken zur Gasreinigung. Mit Hilfe einer nachgeschalteten Gasverbrennung können nach Schätzung der Autoren zumindest 80 % der Emissionen an CO, flüchtigen organischen Substanzen und Schwebstoffen reduziert werden. Hierbei ist zu beachten, dass sich die Gasaufbereitung einer satzweise betriebenen Biokohleanlage wesentlich schwieriger kontrollieren lässt als bei kontinuierlicher Betriebsweise.

Auch wenn sich die in Tab. 6 dargestellten Angaben vermutlich nicht 1:1 auf die gegenwärtig zur Biokohleherstellung eingesetzten Pyrolyse- und Vergasungsverfahren übertragen lassen, so wird doch ein erhebliches Gefährdungspotenzial entsprechender Anlagen deutlich. Um sicherzustellen, dass weder bei der Herstellung noch in den nachgelagerten Schritten die jeweils gültigen Arbeitsplatz- und Emissionsgrenzwerte überschritten werden, sind entsprechende anlagentechnische bzw. personengebundene Vorrichtungen und Maßnahmen zu gewährleisten. Als Beispiele seien die Einrichtung von Abzügen und Filtern sowie die Verwendung von Atemschutzmasken genannt.

Arbeitsplatzmessungen wurden an den HTC-Anlagen des Leibniz-Instituts für Agrartechnik Potsdam-Bornim durchgeführt. Bei den Anlagen handelt es sich um zwei HTC-Laborreaktoren der Firma Parr Instruments Co. in den Größen 1 L und 18,7 L. Die Messungen erfolgten während der Entnahme des Reaktionsproduktes in unmittelbarer Nähe zu den Anlagen bei jeweils eingeschalteter Absaugung. Die aufgefundenen Raumluftkonzentrationen unterschritten deutlich sämtliche Grenzwerte der Bundesimmissionschutzverordnung. Im Einzelnen wurden gemessen (mg m^{-3}): Benzol 0,005 (Grenzwert 3), Toluol 0,002 (GW 190), Xylole 0,003 (GW 440), Pyren 0,00002 (GW 0,002), Kresole $<0,2$ (GW 22), Phenol $<0,2$ (GW 8). Anhand dieser Ergebnisse lässt sich jedoch nicht ausschließen, dass unter veränderten Bedingungen wesentlich höhere Belastungen auftreten können. Maßstabsbedingt kann für die industrielle Anwendung der HTC grundsätzlich von einem höheren Gefährdungspotenzial ausgegangen werden.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die gegenwärtige Datenlage nur eine sehr begrenzte Aussagekraft zur Relevanz von Schadstoffemissionen bei der Biokohleherstellung erlaubt. Bezieht man auf der einen Seite die prozessbedingt unvermeidliche Entstehung emissionsfähiger Schadstoffe und auf der anderen Seite die vorhandenen Techniken und Maßnahmen zur Abgasreinigung und zum Arbeitsschutz in die Bewertung ein, so ist bei der Herstellung von Biokohle grundsätzlich von einem hohen Gefährdungspotenzial auszugehen, dem zugleich jedoch effektiv begegnet werden kann. Um das tatsächliche Gefährdungspotenzial genauer einzuschätzen und ggf. geeignete Maßnahmen zu ergreifen, ist die Erarbeitung einer breiteren und belastbareren Messdatenbasis zu empfehlen.

Fazit

Unter Zufuhr ausreichender Wärme und Mangel an Sauerstoff wird Biomasse zu energie- und kohlenstoffreichen Produkten gewandelt. Hierzu gehört auch die Biokohle. Grundsätzlich lassen sich trockene Verfahren, wie die Pyrolyse und die Vergasung einerseits von wässrigen Verfahren, wie die hydrothermale Carbonisierung andererseits unterscheiden. Die HTC besitzt den Vorteil, wasserreiche Biomasse direkt, ohne vorhergehende Trocknung einsetzen zu können. Der technologische Reifegrad bewegt sich im Bereich der Demonstration mit Übergang zu ersten industriellen Anlagen. Die Pyrolyse und Vergasung sind als Technologien in der praktischen Anwendung etabliert. Allen Verfahren gemein sind die Bestrebungen, die energetische und stoffliche Effizienz zu erhöhen, die Bildung von Schad- und Abfallstoffen zu reduzieren und zusätzliche Wertschöpfung durch Nebenprodukte oder neue Produkteigenschaften zu kreieren. In Bezug auf die Biokohle ist dies vor allem die Eignung als Bodenhilfsstoff. Unabhängig vom Verfahren ist mit der Entstehung einer großen Bandbreite von organischen Schadstoffen zu rechnen, deren Entstehung und Freisetzung mit technischen Mitteln begegnet werden muss.

Für die bessere Einordnung des Gefährdungspotenzials ist die Erarbeitung einer breiteren Basis an Messdaten sehr zu empfehlen.

2.3 Biomassen als Ausgangsstoffe der Biokohleherstellung

2.3.1 Einleitung und Überblick zu Biomassen

Als Ausgangsstoff für die Biokohleherstellung kann ein breites Spektrum an Biomassen dienen. Die Art der verwendeten Biomasse und die gewünschten Eigenschaften der Biokohle bestimmen im Wesentlichen die Wahl der Konversionsprozesse. Ebenso wird der Umfang der Biokohleherstellung entscheidend von den vorhandenen Biomassepotenzialen begrenzt. Nach einer Definition der Biomasse sowie einer kritischen Betrachtung des Potenzialbegriffs erfolgt daher in den Kap. 2.3.2 und 2.3.3 eine eingehende Betrachtung der Zusammensetzung von Biomassen und der Anforderungen an die Ausgangsstoffe. Ein Überblick über die in Deutschland vorhandenen Biomassepotenziale schließt sich in Kap. 2.3.4 an. Am Ende werden in Kap. 2.3.5 die Chancen und Risiken der Biomassenutzung für die Biokohleherstellung diskutiert.

Biomasse ist eine erneuerbare Ressource, die nicht nur als Quelle für Nahrungs- und Futtermittel oder Rohstoffe in der Güterproduktion und Energiebereitstellung genutzt werden kann, sondern auch als natürliche (z. B. organische Bodensubstanz, Wälder) oder technisch erzeugte Kohlenstoffsenke (z.B. Biokohle). Über die Jahre sind der Biomasse viele konkurrierende Rollen zugeschrieben worden. Entsprechend existieren verschiedene Definitionen von Biomasse. Zunächst findet sich eine allgemeine Beschreibung der Biomasse unter biophysikalischen Gesichtspunkten, wie in Kaltschmitt et al. (2009, S. 2):

„Unter dem Begriff "Biomasse" werden sämtliche Stoffe organischer Herkunft (d. h. kohlenstoffhaltige Materie) verstanden. Biomasse beinhaltet damit

- *die in der Natur lebende Phyto- und Zoomasse (Pflanzen und Tiere),*
- *die daraus resultierenden Rückstände (z. B. tierische Exkremente),*
- *abgestorbene (aber noch nicht fossile) Phyto- und Zoomasse (z. B. Stroh) und*
- *im weiteren Sinne alle Stoffe, die beispielsweise durch eine technische Umwandlung und/oder eine stoffliche Nutzung entstanden sind bzw. anfallen (z. B. Schwarzlauge, Papier und Zellstoff, Schlachthofabfälle, organische Hausmüllfraktion, Pflanzenöl, Alkohol).“³*

³ Von einem fossilen (nicht erneuerbaren) Rohstoff spricht man in der Regel, wenn er sich in einem Zeitraum ab 100 bis 1000 Jahren gebildet hat (Kosmol et al. 2012). Gemäß Kaltschmitt et al. (2009, S. 2) beginnt *„[d]ie Abgrenzung der Biomasse gegenüber den fossilen Energieträgern [...] beim Torf, dem fossilen Sekundärprodukt der Verrottung. Damit zählt Torf im strengeren Sinn dieser Begriffsabgrenzung nicht mehr zur Biomasse; dies widerspricht der in einigen Ländern (u. a. Schweden, Finnland) üblichen Praxis, wo Torf durchaus als Biomasse bezeichnet wird.“*

Des Weiteren kann Biomasse im Hinblick auf eine spezifische Verwendung definiert werden. So bezeichnet die EU-Richtlinie 2009/28/EG⁴ zu erneuerbaren Energien, deren Definition wir in diesem Bericht folgen, die Biomasse als:

„den biologisch abbaubaren Teil von Erzeugnissen, Abfällen und Reststoffen der Landwirtschaft mit biologischem Ursprung (einschließlich pflanzlicher und tierischer Stoffe), der Forstwirtschaft und damit verbundener Wirtschaftszweige einschließlich der Fischerei und der Aquakultur sowie den biologisch abbaubaren Teil von Abfällen aus Industrie und Haushalten.“

Für den Anwendungsbereich des Erneuerbare-Energien-Gesetzes definiert die Biomasseverordnung (BiomasseV 2012, § 2 (1)):⁵

„Biomasse im Sinne dieser Verordnung sind Energieträger aus Phyto- und Zoomasse. Hierzu gehören auch aus Phyto- und Zoomasse resultierende Folge- und Nebenprodukte, Rückstände und Abfälle, deren Energiegehalt aus Phyto- und Zoomasse stammt.“⁶

Neben Biomassen aus dem Anbau von Nahrungs- und Futtermitteln können die Quellen der Biomasse grundlegend in nachwachsende Rohstoffe (Anbaubiomasse) und biogene Reststoffe unterschieden werden (Raschka und Carus 2012).

Dabei bezeichnen nachwachsende Rohstoffe laut Carus et al. (2010, zitiert in Raschka und Carus 2012, S. 7):

„die Gesamtheit pflanzlicher, tierischer und mikrobieller Biomasse, die – auch über Nahrungsketten – auf der photosynthetischen Primärproduktion basiert und vom Menschen zweckgebunden angebaut und/oder produziert und außerhalb des Nahrungs- und Futtermittelbereiches stofflich und/oder energetisch verwendet werden.“

Bei biogenen Rest- und Abfallstoffen handelt es sich gemäß Raschka und Carus (2012, S. 8) um:

„Stoffe organischer Herkunft, die bei der Herstellung eines Hauptproduktes anfallen ohne Nebenprodukt zu sein, nutzbar sind und derer sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss. Zu biogenen Rest- und Abfallstoffen zählen auch Siedlungsabfälle, da/sofern sie hohe Anteile an organischen Komponenten aufweisen.“

Eine der größten Herausforderungen besteht darin, die vorhandenen oder möglichen Biomassepotenziale einer bestimmten Region zu einem bestimmten Zeitpunkt genau zu beziffern. Dabei können Biomassepotenziale grundsätzlich unter verschiedenen Gesichtspunkten erhoben werden. Man unterscheidet insbesondere zwischen dem theoretischen Potenzial, dem techni-

⁴ Amtsblatt der Europäischen Union L 140 vom 05.06.2009, S. 16 – 62

⁵ Biomasseverordnung vom 21. Juni 2001 (BGBl. I S. 1234), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 10 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist

⁶ Die Biomasseverordnung enthält sowohl eine Positiv- als auch eine Negativliste der als Biomasse für die Energieerzeugung anerkannten Stoffe. Dabei werden z. B. Torf oder Klärschlämme explizit von der Biomasse ausgeschlossen (BiomasseV 2012, § 3).

schen Potenzial (oder dem technisch-ökologischen Potenzial), dem wirtschaftlichen Potenzial und dem erschließbaren Potenzial. Diese Potenziale werden nach Slade et al. (2011, S 14), IE Leipzig (2005), und Fritsche et al. (2004) wie folgt definiert:

- *Theoretisches Potenzial: Das theoretische Potenzial bezeichnet die nach physikalischen und biologischen Gesetzmäßigkeiten grundsätzlich angebotene Biomasse, unabhängig von den technischen oder organisatorischen Hemmnissen.⁷ Das theoretische Potenzial gibt die maximal verfügbare Biomasse an – je nach Anwendungszweck als Massen- oder Energieeinheit. Das theoretische Potenzial kann sich z. B. durch den Klimawandel ändern.*
- *Technisch-ökologisches Potenzial: Das technisch-ökologische Potenzial beschreibt diejenige Teilmenge des theoretischen Potenzials, die unter ökologischen und technischen Restriktionen tatsächlich nutzbar ist. Die Restriktionen berücksichtigen die Mobilisierbarkeit der Biomasse, technische Nutzungsoptionen und ökologische Restriktionen wie beispielsweise die Wahrung geschlossener Nährstoffkreisläufe, den Schutz von Lebensräumen und die Nachwuchsrate. Dieses Potenzial ist für die langfristige Umsetzung relevant, kann aber kurzfristig wegen wirtschaftlicher, politischer oder auch sozialer Restriktionen üblicherweise nicht in voller Höhe erschlossen werden. Das technisch-ökologische Potenzial kann sich z. B. im Zuge des technologischen Fortschritts ändern.*
- *Wirtschaftliches Potenzial: Das wirtschaftliche Potenzial beschreibt den Anteil des technischen Potenzials, der auf der Basis der jeweils zugrunde gelegten ökonomischen Kriterien erschließbar ist. Es ist starken Schwankungen unterworfen, da sich die ökonomischen Rahmenbedingungen schnell ändern können.*
- *Erschließbares Potenzial: Das erschließbare Potenzial beschreibt den Anteil des technischen Potenzials, der ohne negative soziale, ökologische und ökonomische Kosten vorhanden ist sowie technologische und marktspezifische Entwicklungen berücksichtigt.*

In Potenzialstudien zum Biomasseaufkommen werden in der Regel das theoretische und häufiger noch das technische Potenzial ausgewiesen. Auf Grund der Vielzahl an Wirtschaftlichkeitskriterien und der sich ständig ändernden wirtschaftlichen Rahmenbedingungen (IE Leipzig 2005) wird das wirtschaftliche Potenzial gewöhnlich nicht betrachtet. Gleiches gilt für das erschließbare Potenzial. Trotz aller Schwierigkeiten, das wirtschaftliche bzw. erschließbare Potenzial zu berechnen, stellen die fehlenden Biomassepotenziale unter dem Gesichtspunkt von Wirtschaftlichkeit und Erschließbarkeit eine große Lücke in der Literatur dar.

Betrachtet man die vorhandenen Studien zum theoretischen und/oder technischen Biomassepotenzial, lässt sich außerdem kritisieren, dass sich selbst Schätzungen mit demselben regionalen Bezug zum Teil erheblich unterscheiden können. Dies hängt im Wesentlichen davon ab, welcher Schwerpunkt in der jeweiligen Studie gesetzt wird und welche Rahmenbedingungen zu Grunde gelegt werden, d. h. wie das technische Potenzial letztlich im Detail formuliert wird. So bestehen häufig erhebliche Divergenzen in den Annahmen hinsichtlich der Landnutzung,

⁷ Für die Anbaubiomasse z. B. kann „[d]as theoretische Biomassepotenzial [...] anhand des theoretisch maximalen photosynthetischen Wirkungsgrads (d. h. maximaler Ertrag an Pflanzenmasse) bestimmt werden“ (Hartmann und Kaltschmitt 2002).

der land- und forstwirtschaftlichen Produktionstechniken und der sozioökonomischen Faktoren wie Bevölkerungsentwicklung, Konsumverhalten und ökologisches Bewusstsein (Foth et al. 2007). In umfangreichen Studien, die häufig auch Modellsimulationen enthalten, sind diese Annahmen zudem oft versteckt und nur schwer herauszufiltern. Um eine bessere Vergleichbarkeit der Studien zu erreichen, sind gemeinsame Definitionen und Rahmenbedingungen jedoch unerlässlich und sollten daher in Zukunft oberste Priorität erhalten.

Außerdem werden die Biomassepotenziale in der Regel mit Blick auf einen bestimmten Verwendungszweck der Biomasse untersucht. Neben einigen Studien zum Biomasseaufkommen für die stoffliche Nutzung (z.B. Raschka und Carus 2012), haben die meisten Studien aus den letzten Jahren die in Deutschland vorhandenen Biomassepotenziale für die Gewinnung erneuerbarer Energien analysiert (z.B. IE Leipzig 2005, Foth et al. 2007, DBFZ 2011). Generell müssen bei der Erhebung der Biomassepotenziale für einen bestimmten Verwendungszweck mögliche Nutzungskonkurrenzen beachtet werden. Gerade auch im Bereich der biogenen Reststoffe sind diese nicht zu unterschätzen, da in Zukunft eine verstärkte energetische Nutzung dieser Reststoffe angestrebt wird (siehe BMU und BMELV 2010). Grundsätzlich ist es jedoch möglich, bestehende Nutzungskonkurrenzen zu entschärfen, indem man z. B. eine so genannte Kaskadennutzung anstrebt. Dabei wird die Biomasse sequentiell genutzt, zunächst stofflich und anschließend energetisch (Arnold et al. 2009). Eine Kaskadennutzung bezeichnet mit anderen Worten (Kosmol et al. 2012, S. 10):

„Eine Strategie, Rohstoffe oder daraus hergestellte Produkte in zeitlich aufeinander folgenden Schritten so lange, so häufig und so effizient wie möglich stofflich zu nutzen und erst am Ende des Produktlebenszyklus energetisch zu verwerten. Dabei werden sogenannte Nutzungskaskaden durchlaufen, die von höheren Wertschöpfungsniveaus in tiefere Niveaus fließen. Hierdurch wird die Rohstoffproduktivität gesteigert.“

Eine Kaskadennutzung kann jedoch auch zunächst eine energetische und dann eine stoffliche Nutzung beinhalten. Ein Beispiel bietet die Nutzung von Biomasse zur Herstellung von Biogas mit der anschließenden Carbonisierung der anfallenden Gärreste zu Biokohle (Mumme 2012). Bei allen Potenzialstudien muss somit beachtet werden, dass es letztlich die Entscheidung der Autoren ist, welche Biomasse für eine bestimmte Verwendung zur Verfügung steht und wie die Mengen zwischen den Verwendungen verteilt werden.

Eine grundsätzliche Problematik mit Blick auf die Biokohle besteht außerdem darin, dass es keine gesicherte Methodik gibt, wie die Berechnung der Biomassepotenziale erfolgt, die für die Biokohleherstellung genutzt werden können. Der einzige bisher bekannte Ansatz leitet diese Potenziale aus dem Biomassepotenzial ab, das für die Bioenergieherstellung zur Verfügung steht (Shakley et al. 2011). Die Berechnung des Biomassepotenzials für die Biokohleherstellung erfolgt dabei auf der Grundlage pauschaler substratabhängiger Abschläge auf das Biomassepotenzial zur Bioenergieherstellung, die auf Expertenannahmen beruhen.

Tab. 7 beinhaltet eine Übersicht über die wichtigsten Sektoren mit ihren Biomasse-Reststoffpotenzialen in Deutschland - eine Grundlage zur Berechnung der Biomassepotenziale für die Biokohleherstellung.⁸

Tab. 7: Überblick über die Biomasse-Reststoffpotenziale in Deutschland

	Theoretisches Potenzial		Technisch-ökologisches Potenzial		
	FS [Mio. Mg a ⁻¹]	TS [Mio. Mg a ⁻¹]	Anteil [%]	TS [Mio. Mg a ⁻¹]	Kohlenstoff [Mio. Mg a ⁻¹]
Landwirtschaft	283,80	57,45	48	31,42	14,50
Forstwirtschaft	57,00	45,60	86	39,19	19,20
Lebensmittelindustrie	36,90	13,76	95	13,07	5,23
Kommune	48,70	9,20	78	7,17	3,14
Summe	426,40	126,01		90,85	42,07

Quellen: Knappe et al. (2007), Schuchardt und Vorlop (2010), Foth et al. (2007) (s. Tab. 11 für Details.)

2.3.2 Zusammensetzung der Biomasse

Für die thermochemische Umwandlung von Biomasse in Biokohle ist eine große Bandbreite von Ausgangsstoffen geeignet. Die Wahl der Biomasse beeinflusst alle drei Stufen der Biokohleketten von der Herstellung bis zur Verwertung (Abb. 7):

- Anbau bzw. Bereitstellung der Biomasse (inkl. Sammlung, Lagerung, Transport, Aufbereitung usw.)
- Umwandlung der Biomasse in Biokohle auf der Basis verschiedener Konversionstechnologien
- Nutzung der Biokohle (stofflich, energetisch).

Gleichzeitig ergeben sich aus der Kombination von Ausgangsstoff und Konversionstechnologie die Eigenschaften der Biokohle, die wiederum wesentlich ihre Verwendung bestimmen. Die Vielfalt der Kombinationswahlmöglichkeiten wird deutlich, wenn man sich die anfängliche Biomasse und die Stoffströme, die für die Biokohle eine Rolle spielen, genauer über die drei Stufen betrachtet. Ein Stoffstrom bezeichnet dabei den „Weg eines Stoffes von seiner Gewinnung als Rohstoff über die verschiedenen Stufen der Veredelung bis zur Stufe des Endprodukts, den Gebrauch / Verbrauch des Produktes, ggf. seine Wiederverwendung/ Verwertung bis zu seiner Entsorgung“ (Enquête-Kommission 1994, S. 258).

⁸ Weitere Details über die Biomassepotenziale in Deutschland finden sich in Kap. 2.3.4.

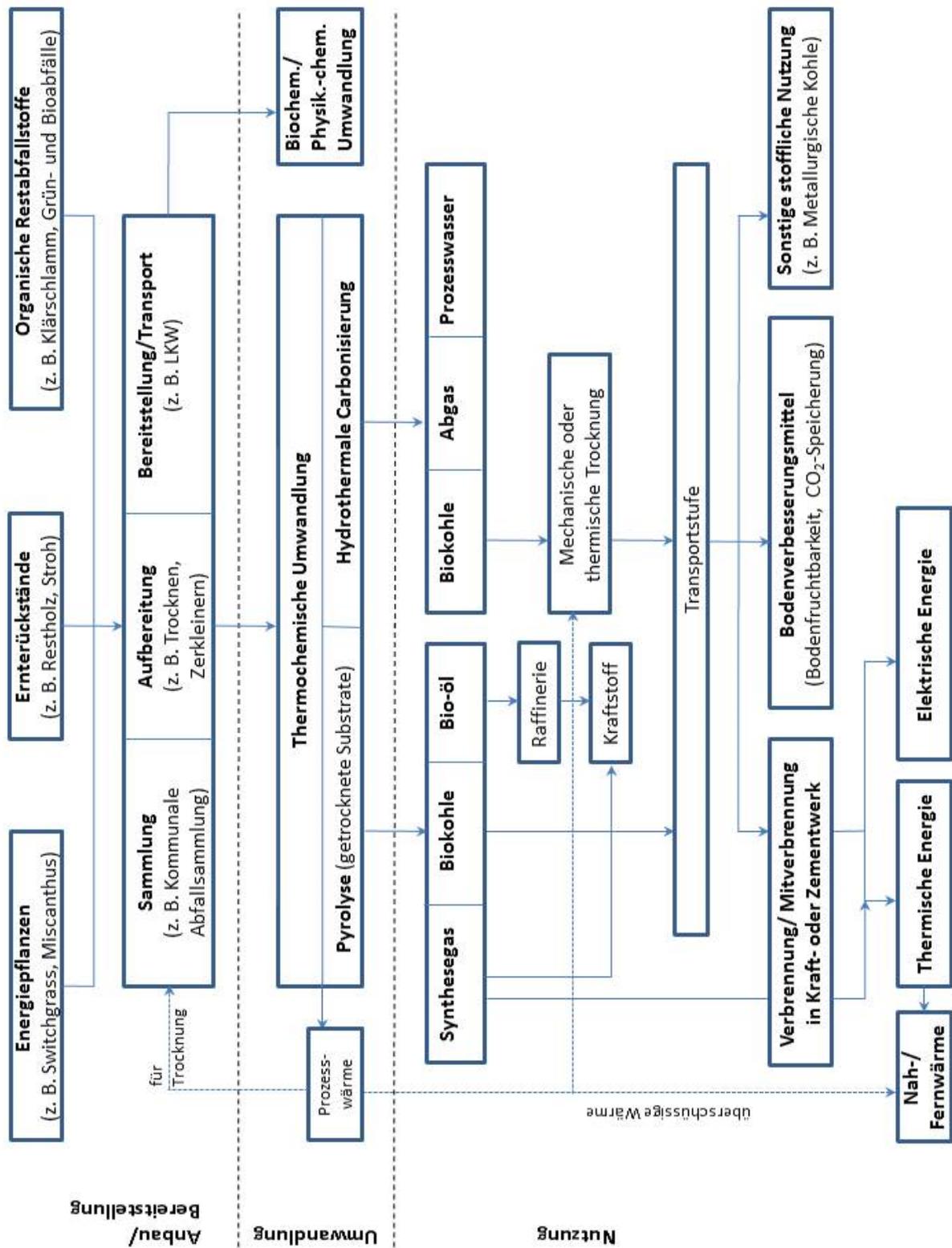


Abb. 7: Stoffströme und Verfahren bei der Herstellung und Nutzung von Biokohle (Eigene Darstellung basierend auf Kaltschmitt et al. 2009)

Da es sich bei den Ausgangsmaterialien der Stoffströme in Bezug auf Biokohle meistens um Stoffaggregate oder -gemische handelt, wie z.B. landwirtschaftliche Reststoffe, Bioabfall oder Klärschlamm, können ihre Zusammensetzungen stark variieren. Der Vorteil einer thermochemischen Umwandlung ist die Homogenisierung, Verdichtung und Hygienisierung solcher heterogenen Ausgangsstoffe.

Für ein gegebenes thermochemisches Umwandlungsverfahren bestimmen die Eigenschaften des Ausgangsstoffes wesentlich die Konversionseffizienzen und Charakteristika der Biokohle. Zu den zentralen Eigenschaften gehören dabei die chemische Zusammensetzung, die flüchtigen und nicht brennbaren Bestandteile, Wassergehalt, Partikelgröße und Energiegehalt des Ausgangsstoffes. Typische Werte für einige Parameter sind in Tab. 8 dargestellt.

Tab. 8: Relevante Biomasseeigenschaften für thermochemische Umwandlungsprozesse

Ausgangsstoff	C [% oTS]	N [% oTS]	Asche [% TS]	Wassergehalt [% FS]	Energiegehalt [MJ (kg TS) ⁻¹]
Holz ¹⁾	50-55	0,1-0,2	0,1-8,0	5-20 (trocken) 35-60 (frisch)	19-22
Gülle	52-60 ²⁾	3-6 ²⁾	19-31 ²⁾	21-100 ³⁾	13-20 ²⁾
Gärrest ⁴⁾	59	9,2	27	93	
Klärschlamm					
Rohschlamm	53,3 ⁵⁾	5,3 ⁵⁾	25 ⁵⁾	90-95 ⁶⁾	23-29 ⁶⁾
Faulschlamm	54,4 ⁵⁾	5,6 ⁵⁾	37,5 ⁵⁾	88 ⁶⁾	9-14 ⁶⁾
Hausmüll ⁷⁾	27-55	0,4-1,8	12-50	15-40	2-14

¹⁾ Werte von 22 Proben von Hart- und Weichhölzern (Ragland et al. 1991)

²⁾ Gordillo et al. (2009), Ro et al. (2010)

³⁾ Barker et al. (2001)

⁴⁾ Werte für Nachwachsende Rohstoffe nach KTBL (2009)

⁵⁾ Exemplarische Werte nach Thomé-Kozmiensky (1995)

⁶⁾ nach Eindickung (Tchobanoglous et al. 2003)

⁷⁾ Ungetrennter häuslicher Abfall (Tchobanoglous et al. 1993, Vesilind et al. 2002)

In Tab. 9 werden darüber hinaus die Nährstoff- und die Schadstoffanteile ausgewählter Ausgangsstoffe im Detail aufgelistet. Grundsätzlich können in allen biogenen Reststoffen Schadstoffe wie Schwermetalle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) enthalten sein. Durch die Konversionsverfahren können die nicht-abbaubaren Schadstoffe in den Produkten aufkonzentriert werden.

Tab. 9: Zusammensetzung verschiedener Ausgangsstoffe (Nährstoffe, Schwermetalle, organische Schadstoffe) im Vergleich zu Grenzwerten der Bioabfallverordnung

Parameter	BioabfV ²⁾	Bioabfall (Bio- tonne) ³⁾	Resthausmüll (Org. Frak- tion) ⁴⁾	Biogas Mischsub- strat ⁵⁾	Gärreste ⁶⁾	Biomix Fertig- kompost ⁷⁾	Klärschlamm ⁸⁾
TS [%FM]	-	40	38,7	13,2	6,9	60,75	25-35
oTS [%TS] (Glühverlust)	-	60	80	81,4	72,3	37,2	45-80
C _{org} [%TS]	-	31,2 ¹⁾	43,0	44,1	42 ¹⁾	21,6	33-50
Stickstoff [%TS]	-	1,65	2,62	3,8	7,3	1,43	2-6
Phosphat (P ₂ O ₅) [%TS]	-	-	0,73	17,7	2,7	0,73	0,5-12,6
Kalium (K ₂ O) [%TS]	-	-	1,2	29,1	7,4	1,18	0,31
Magnesium (MgO) [%TS]	-	-	-	1,01	1,23	0,78	1,52
Blei (Pb) [mg kg ⁻¹ TS]	150	0,26	15	-	2,9	33,35	37
Cadmium (Cd) [mg kg ⁻¹ TS]	1,5	0,01	2,8	-	0,26	0,43	1
Chrom (Cr) [mg kg ⁻¹ TS]	100	0,18	20	-	9	21,9	37
Kupfer (Cu) [mg kg ⁻¹ TS]	100	0,9	33	149	69	46,85	300
Nickel (Ni) [mg kg ⁻¹ TS]	50	0,13	8	-	7,5	13,3	25
Quecksilber (Hg) [mg kg ⁻¹ TS]	1	0,004	0,04	-	0,03	0,12	0,6
Zink (Zn) [mg kg ⁻¹ TS]	400	3,1	60	209	316	170	714
PCDD/F [ng I-TEQ kg ⁻¹ TS]	-	-	11,3	-	-	6,47	15-45 ⁹⁾
PAK [mg kg ⁻¹ TS]	-	-	0,602	-	-	2,31	0,4-12,8 ⁹⁾
Indikator-PCB [mg kg ⁻¹ TS]	-	-	0,032	-	-	0,0222	0,01-0,04 ⁹⁾

¹⁾ Berechnet, C_{org}-Gehalt = 58% oTS²⁾ Bioabfallverordnung (2013)³⁾ Vogt. et al. (2002) zit. in Knappe et al. (2012)⁴⁾ Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (LfU) (2003), Weigand und Marb (2006)⁵⁾ Reinhold und Mumdey (2012)⁶⁾ Kluge et al. (2008)⁷⁾ Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (2010), TU Berlin (2010) zit. in Knappe et al. (2012)⁸⁾ Wiechmann et al. (2012)⁹⁾ Leschber (2006)

2.3.3 Anforderungen an die Ausgangsstoffe

Grundsätzlich kann zur Carbonisierung von Biomasse sowohl die trockene Pyrolyse als auch die im wässrigen Medium erfolgende hydrothermale Carbonisierung (HTC) angewendet werden. Die Eigenschaften der entstehenden Produkte (Gas, Flüssigkeit, Biokohle), ihre relativen Anteile in der gasförmigen, flüssigen und festen Phase und die benötigte Prozessenergie hängen dabei wesentlich von den Ausgangsstoffen und den Prozessbedingungen ab. Die Wahl geeigneter Konversionstechnologien zur Umwandlung von Biomasse in Biokohle hängt wiederum vom betrachteten Biomasse-Substrat ab. Tendenziell sind Biomassen mit einem geringen Wassergehalt (zum Beispiel Stroh, Restholz) eher für die trockene Pyrolyse geeignet und feuchte Biomassen (zum Beispiel Gülle, Frischpflanzenmasse, Gärreste, Klärschlämme) besonders für die HTC-Prozesse, da sie hier nicht erst aufwendig getrocknet werden müssen (Libra et al. 2011).

Gerade durch das HTC-Verfahren hat sich daher in den letzten Jahren die Auswahl an möglichen Ausgangsstoffen stark erweitert, insbesondere um eine Reihe an nicht-traditionellen, kontinuierlich generierten erneuerbaren Biomasseströmen. So wurden unter anderem Experimente mit Gülle, Klärschlamm, industriellen und kommerziellen organischen Abfällen, Siedlungsabfällen, Reststoffen von Aquakulturen und Algen sowie Komponenten wie Glukose und Stärke durchgeführt. Wie aus Tab. 10 ersichtlich ist, können dabei mit einem relativ geringen Energieaufwand relativ hohe Ausbeuten an Biokohle erzielt werden. Insbesondere für die HTC sind dabei jedoch weitere Forschungsarbeiten hinsichtlich der Quantifizierung ihrer Effekte auf die Prozessenergetik, Produktverteilung zwischen den Phasen und Produktqualität erforderlich.

Tab. 10: Ausbeuten der Hydrothermalen Carbonisierung verschiedener Ausgangsstoffe

	Ausgangsstoff	Temp. [°C]	Verweilzeit	HTC-Kohleertrag [%]	C-Gehalt der Biokohle [%]	Quelle
Mono-substrate	Zellulose	330-380	120 min	7-12,4	30-40	Williams, Onwudili (2006)
	Zellulose	230-250	2-4 h	33,5-52,3	70,7-72,5	Sevilla, Fuertes (2009)
	Glukose	330-380	120 min	2,7-4,2	k.A.	Williams, Onwudili (2006)
	Hexose	180	24 h	k.A.	64,2-65,8	Titirici et al. (2008)
	Pentose	180	24 h	k.A.	68,6	Titirici et al. (2008)
	Stärke	330-380	120 min	5 -6,2	20-25	Williams, Onwudili (2006)
Forstwirtschaft	Holz (Kiefer)	280-340	10-60 min	k.A.	47,6-76,3	Xu, Lad (2008)
	Holz (Kiefer)	300	20 min	k.A.	61,6	Liu et al. (2010)
	Holz (Kiefer)	190-270	6 h	39-64	56,1-75,2	Becker et al. (2013)
	Holz (Pappel)	190-270	6 h	39-64	50,9-72	Becker et al. (2013)
	Holz (Massaranduba)	190-270	6 h	39-64	52,1-70,4	Becker et al. (2013)
	Holz (Garapa)	190-270	6 h	42-67	51,7-69,5	Becker et al. (2013)
	Holzige Biomasse, Zellulose, Lignin	280	15 min	41-60	k.A.	Karagöz et al. (2005)
	Sägespäne	280	15 min	4-41,7	k.A.	Karagöz et al. (2005)

Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle in Böden

	Sägespäne	180-280	15-60 min	41-73	k.A.	Karagöz et al. (2004a)
--	-----------	---------	-----------	-------	------	------------------------

Tab. 10 (Fortsetz.): Ausbeuten der Hydrothermalen Carbonisierung verschiedener Ausgangsstoffe.

	Ausgangsstoff	Temp. [°C]	Verweilzeit	Kohle- ertrag [%]	C-Gehalt der Kohle [%]	Quelle
Kommunale Abfälle	Laub ¹⁾ , Orangenschalen	180-250	16 h	37,5-63,2	68-73	Titirici et al. (2007b)
	Biomasse	330-380	120 min	4,42-5,79	16-21	Williams, Onwudili (2006)
	Walnussschalen	200-300	60 min	0-98	23-102	Liu et al. (2006)
	Papiergarnier	260-320	30-120 min	45-60	k.A.	Wallman (1995)
	Zeitungspapier	275-320	30-120 min	55-67	k.A.	Wallman (1995)
	Büropapier	250	20 h	29,2	57,4	Berge et al. (2011)
	Abfall-Brennstoffe (Papier, Pappe, Holz, Plastik)	300-375	k.A.	40-70	36-56	Onwudili, Williams (2007)
	Hausmüll ²⁾	250	20 h	63,2	33,5	Berge et al. (2011)
	Klärschlamm (eingedickter Faulschlamm)	250	20 h	47	28	Berge et al. (2011)
Lebensmittel	Essensreste (Kaninchenfutter)	250	20 h	44	68	Berge et al. (2011)
Landwirtschaftl. Reststoffe	Zuckerrübenschnitzel	200-250	3-20 h	44-58	53-63,5	Cao et al. (2013)
	Rindenmulch	200-250	3-20 h	56-77	61,4-66,5	Cao et al. (2013)
	Gärreste (Weizenstroh)	190-270	6 h	33-70	52,9-71,2	Becker et al. (2013)
	Stroh	190-270	6 h	33-60	51,9-72,9	Becker et al. (2013)
	Schweinemist	250	20 h	60	50,9	Libra et al. (2011)
	Hühnerkot	250	20 h	60	32,7	Libra et al. (2011)
Sonstige	Tropischer Torf	150-380	30 min	53-98	57,8-77,8	Mursito et al. (2010)
	Mikroalgen	190-210	30-120 min	28-46	45-73	Heilmann et al. (2010)

¹⁾ Kiefer-Nadeln, Zapfen, Eiche²⁾ Gemisch aus Papier, Glas, Plastik, Essen, Metall

k.A. - keine Angaben

Stoffliche Anforderungen an die Ausgangsmaterialien zur Herstellung von Biokohlen für eine Anwendung in Böden ergeben sich aus den Zielen, durch den Biokohleeinsatz die Bodenfunktionen zu verbessern und einen Beitrag zur Kohlenstoffsequestrierung zu leisten. So wirkt sich die stoffliche Zusammensetzung der Ausgangsstoffe auf die Gehalte und Verfügbarkeiten an Nähr- und Schadstoffen in den Biokohlen aus (Kap. 2.5 und Kap. 0). Generell sollten möglichst geringe Schadstoffgehalte und -freisetzungen realisiert werden. Die Düngewirkung kann durch die Auswahl der Ausgangsstoffe in Abhängigkeit von der angestrebten Bodennutzung gesteuert werden. Auch die Struktur und die Stabilität der Biokohlen werden durch die Wahl der Ausgangsmaterialien beeinflusst (Kap. 2.4). Kohlestruktur und chemische Zusammensetzung der

Kohleoberflächen wirken sich wiederum auf die Sorptionseigenschaften und die Wasserbindung aus.

Die gezielte Auswahl und gegebenenfalls Kombination der Ausgangsstoffe zur Produktion von Biokohlen für die Anwendung in Böden ist deshalb von besonderer Bedeutung. Die bisher vorliegenden Ergebnisse zu den Eigenschaften und Wirkungen von Biokohlen aus unterschiedlichen Materialien sollten deshalb durch weitere Untersuchungen systematisch ergänzt werden, um präzise Qualitätskriterien für die Ausgangsstoffe im Hinblick auf die Anwendungsziele abzuleiten.

2.3.4 Bisherige Nutzung und Verfügbarkeit der verschiedenen Biomassen

Im Hinblick auf die deutschlandweiten Potenziale an biogenen Reststoffen aus der Land- und Forstwirtschaft, Kommunen und der Lebensmittelindustrie gibt Tab. 11 eine Übersicht zu den theoretischen und technischen Potenzialen. Die Tabelle enthält dabei eine detaillierte Zusammenstellung der bereits in Tab. 7 zusammengefassten Potenziale, die im Wesentlichen auf den Schätzungen von Knappe et al. (2007) basieren und die durch Schuchardt und Vorlop (2010) um Kohlenstoffflüsse ergänzt wurden. Für Vergleichszwecke sind zudem Daten aus weiteren aktuellen Quellen aufgeführt.

Wie aus Tab. 11 ersichtlich ist, kommen die aufgeführten Studien zu dem Ergebnis, dass es in den künftigen Jahren ein theoretisches Potenzial für biogene Reststoffe von ca. 126 Mio Mg TS a⁻¹ gibt. Den größten Anteil steuern dabei Biomasse-Reststoffe aus der Land- und Forstwirtschaft bei. Ein Teil dieses Potenzials könnte grundsätzlich für die Herstellung von Biokohle zur Verfügung stehen. Insbesondere könnten Biomasse-Reststoffe, die bisher als Humus- und Nährstoffersatz dienen, in einer Zwischenstufe zu Biokohle verarbeitet und dann wiederum ihrem ursprünglichen Verwendungszweck zugeführt werden.

Weitere aktuelle Potenzialanalysen zum deutschlandweiten Aufkommen an nachwachsenden Rohstoffen und biogenen Reststoffen für die Bioenergieproduktion veröffentlichten z.B. Fritsche et al. (2004), Hartmann und Kaltschmitt (2002), Nitsch et al. (2004) sowie Thrän et al. (2011). Des Weiteren analysierten Zeddies et al. (2012) die Flächenpotenziale für Anbaubiomasse. Allerdings konnten diese Studien nur begrenzt zum Vergleich herangezogen werden. Die Gründe lagen in abweichenden Referenzzeitpunkten, der Fokussierung auf Anbaubiomasse statt biogener Reststoffe oder der Ausweisung der Potenziale in Energie- statt Mengeneinheiten.

Außerdem existieren Potenzialanalysen auf regionaler Ebene, wie z.B. für Brandenburg (Murach et al. 2008), das Saarland (Baur et al. 2011), Thüringen (Vetter et al. 2010), Rheinland-Pfalz (Heck 2010), Hessen (Raussen et al. 2008), Sachsen (Wagner et al. 2012, Zinkler et al. 2012), Sachsen-Anhalt (INTECUS GmbH 2012), die Region Havelland-Fläming (Grundmann et al. 2011), die Landkreise Westerwald (Heck et al. 2005) oder Cochem-Zell (Witzenhausen-Institut 2010) sowie die Städte Hamburg (projects energy GmbH 2009), Berlin (Vogt et al. 2012) und Dresden (Wegert und Lochschmidt. 2012). Diese Regionalstudien sind häufig genauer als deutschlandweite Betrachtungen. Sie können deshalb ein guter Ausgangspunkt sein, um Daten überregional aufzuaddieren. Wie Tab. A 1 im Anhang zeigt, gibt es eine große Übereinstimmung der Studien in der Einteilung der Ausgangsstoffe, die sich jedoch im Detail durchaus unterscheiden können. Neben abweichenden oder unpräzisen Definitionen der Ausgangsstoffe sind die größten Hindernisse für eine Datenaggregation unterschiedliche Referenzzeitpunkte,

abweichende Annahmen bzw. fehlende Angaben zu Trockensubstanzgehalten sowie die teilweise fehlende Ausweisung von Mengeneinheiten zusätzlich zu den veröffentlichten Energieeinheiten.

Tab. 11: Biomasse-Reststoffe in Deutschland – jährliches Aufkommen

Reststoffe	Theoretisches Potenzial [Mio Mg TS]		Technologisch-ökologisches Potenzial				Verwertung ¹⁾ [%]
			[%]	[Mio Mg TS]	[% C d. TS]	[Mio Mg C]	
Landwirtschaft							
Getreidestroh	30,97 ³⁾	25,80 ⁶⁾	27 ⁶⁾	6,90	48 ⁴⁾	3,34	Humusersatz, Energieerzeugung
Rüben-/Kartoffelkraut	6,24 ³⁾	3,10 ⁶⁾	42 ³⁾	1,30	48 ⁴⁾	0,62	Humus- und Nährstoffersatz
Rapsstroh	8,48 ³⁾	6,45 ⁶⁾	42 ³⁾	2,71	48 ⁴⁾	1,30	Humusersatz, Energieerzeugung
Anderer Erntereste	0,89 ³⁾		42 ³⁾	0,37	50 ⁴⁾	0,19	Humus- und Nährstoffersatz
Gülle	10,99 ³⁾	10,78 ^{2) 6)}	91 ³⁾	9,81	45 ⁴⁾	4,42	Humus- und Nährstoffersatz
Festmist*	8,76 ³⁾	7,12 ^{2) 6)}	91 ³⁾	6,47	47 ⁴⁾	3,04	Humus- und Nährstoffersatz
Gärreste		4,20 ⁶⁾	90 ³⁾	3,78	42 ⁴⁾	1,59	Humus- und Nährstoffersatz
Summe		57,45 ⁶⁾		31,42		14,50	
Forstwirtschaft							
Sägenebenprodukte	5,76 ³⁾		100 ³⁾	5,76	49 ⁴⁾	2,82	Energieerzeugung
Rinde	0,65 ³⁾		94 ³⁾	0,61	49 ⁴⁾	0,30	Humus- und Nährstoffersatz
Alt-/Industrieholz	9,68 ³⁾		100 ³⁾	9,68	49 ⁴⁾	4,74	Energieerzeugung
Altpapier	12,33 ³⁾		82 ³⁾	10,11	49 ⁴⁾	4,95	Wiederverwertung
Papierschlämme	0,58 ³⁾		100 ³⁾	0,58	49 ⁴⁾	0,28	Stoffl. Verwertung, Energieerzeugung
Rest-/Schwachholz	16,60 ³⁾		75 ³⁾	12,45	49 ⁴⁾	6,10	Energieerzeugung
Summe		45,60 ³⁾		39,19		19,20	
Kommunen							
Garten-/Parkabfälle	3,33 ³⁾	3,50 ⁸⁾	50 ³⁾	1,75	48 ⁴⁾	0,84	Humus- und Nährstoffersatz
Bioabfall (Siedl.)	5,29 ³⁾				25 ⁴⁾		Humus- und Nährstoffersatz
Biotonne/Küchenabfall		1,80 ⁸⁾	95 ⁵⁾	1,71	42,3 ⁹⁾	0,72	
Organik im Hausmüll		1,96 ⁹⁾	95 ⁵⁾	1,86	42,3 ⁹⁾	0,79	
Klärschlamm	2,20 ³⁾	1,95 ¹⁰⁾	95 ⁵⁾	1,85	43 ⁴⁾	0,80	Humus- und Nährstoffersatz
Summe		9,20		7,17		3,14	

Tab. 11 (Fortsetz.): Biomasse-Reststoffe in Deutschland – jährliches Aufkommen

Reststoffe	Theoretisches Potenzial [Mio Mg TS]		Technologisch-ökologisches Potenzial				Verwertung ¹⁾ [%]
			[%]	[Mio Mg TS]	[% C d. TS]	[Mio Mg C]	
Lebensmittelindustrie							
Schlachthof/Fleisch- verarbeitung		0,39 ⁷⁾	95 ^c				Futtermittel, Humus- u. Nährstoffersatz
Fischverarbeitung		0,03 ⁷⁾					Futtermittel, Stoffl. Verwertung
Obst-/Gemüseverarbeitung		0,13 ⁷⁾					Futtermittel, Energieerz., Stoffl. Verwertung
Milchverarbeitung		0,78 ⁷⁾					Futtermittel, stoffl. Verwertung
Back-/Teigwaren		0,47 ⁷⁾					Futtermittel, Energieerzeugung
Pflanzl./tierisches Öl/Fett		6,10 ⁷⁾					Futtermittel
Mühlen-/Stärkeerzeugnisse		1,74 ⁷⁾					Futtermittel, Energieerzeugung
Sonst. Nahrungsmittel		3,27 ⁷⁾					Futtermittel, stoffl. Verwertung
Getränkeherstellung		0,60 ⁷⁾					Humusersatz, Futtermittel
Biotechnik		0,25 ⁷⁾					Entsorgung
Summe		13,76		13,07		5,23	
Summe total		126,00		90,84		42,07	

¹⁾ Zur Bestimmung der Verwertung wurden in Knappe et al. (2007) die Mengen der in den Biomassestoffströmen enthaltenen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor eingebunden. Hieraus leiteten Knappe et al. Vorteile für eine stoffliche Verwertung zur Herstellung von Düngemitteln ab.

²⁾ um eine Doppelzählung der Biogassubstrate Gülle und Festmist mit den Gärresten zu vermeiden, wurden in den Angaben des theor. Potenzials 11,6% Gülle, 2,6% Festmist abgezogen (Angaben aus Zeller et al. 2012)

³⁾ Knappe et al. (2007)

⁴⁾ Schuchardt und Vorlop (2010)

⁵⁾ Foth et al. (2007)

⁶⁾ Zeller et al. (2012)

⁷⁾ Gaida et al. (2013)

⁸⁾ Statistisches Bundesamt (2012)

⁹⁾ Kern et al. (2010)

¹⁰⁾ Statistisches Bundesamt: Klärschlammverwertung aus der biologischen Abwasserbehandlung 2011

Abschließend ist noch einmal kritisch anzumerken, dass in Zukunft auftretende Nutzungskonkurrenzen der Biomasse zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht ausreichend bewertet werden können. Diese Nutzungskonkurrenzen haben Einfluss auf das wirtschaftliche Potenzial (marktorientiert), welches somit erheblich von den errechneten technischen Potenzialen abweichen kann. Die mangelhaften Daten zur Quantifizierung von technischen Stoffströmen, die ihren Ursprung in Firmen, Industrien und Haushalten haben, stellen eine große Hürde für die Verbesserung der Schätzungen dar. Regionalstudien, wie z.B. die oben genannten Studien auf Bundesländerebene, erscheinen zur Erhebung von solch detaillierten Informationen besonders geeignet. Um diese Daten dann jedoch über die Regionen hinweg aggregieren bzw. vergleichen zu können, sind einheitliche Erhebungsstandards und Annahmen eine zwingende Voraussetzung. Dies betrifft insbesondere eine einheitliche Darstellung der Potenziale in Mengeneinheiten. Aber auch die Angabe von physikalischen Eigenschaften (Trockenmassegehalt, Heizwert, etc.) sowie die Zuordnung zu eindeutig definierten Stoff- und Abfallkategorien sollte angestrebt und in standardisierter Form eingeführt werden.

Es ist außerdem sehr schwierig auf der Grundlage der bestehenden Potenzialanalysen Kaskadenströme abzubilden, weil die Annahmen häufig nicht vergleichbar sind. So kann z.B. Biomasse, die bei Verwendung als Kraftstoff keine weiteren Nutzungsoptionen bietet, bei der Biogaserzeugung mit ihren anfallenden Gärresten auch noch einer stofflichen Nutzung (z.B. Bodenverbesserung) zugeführt werden.

Auf der Grundlage der Potenzialstudien können in einem nächsten Schritt Entscheidungen über die optimale Nutzung der Biomasse getroffen werden. Dabei geht es sowohl um ökologische und technische als auch um ökonomische Aspekte (s. Kap. 2.12). Eine Ökobilanzierung der Bioabfallverwertung, die auch ökonomische Bewertungen beinhaltet, wurde z.B. von Pitschke et al. (2010) erarbeitet. Anhand solcher Ökoeffizienzbetrachtungen könnte auch eine Optimierung der Biomassenutzung für die Biokohleerzeugung im Vergleich zu anderen Nutzungsarten vorgenommen werden. Erste Schritte einer ökobilanziellen Bewertung für Biokohle wurden von Rödger et al. (2012) vorgestellt. Solche Projekte sollten weiter verfolgt werden, wofür jedoch zuverlässige Kenndaten zu den ökologischen und ökonomischen Auswirkungen der Herstellung und der Anwendung von Biokohle erforderlich sind. An der Bereitstellung derartiger Kenndaten sollte im Interesse einer objektiven Darstellung der „Wettbewerbssituation“ der Biokohleherstellung und -anwendung intensiv weiter gearbeitet werden. Hochwertige Anwendungsbereiche (z.B. Nutzung in der Kultursubstratherstellung) können dabei vorteilhaft sein.

2.3.5 Chancen und Risiken

Ausgangsstoffe für die Biokohleherstellung, unabhängig davon, ob es sich um unbehandelte pflanzliche Biomasse oder aber um biogene Reststoffe handelt, erfordern im Allgemeinen ein sachgemäßes Management, eine Behandlung und/oder eine Verarbeitung, um den Schutz der Umwelt zu gewährleisten. Auf viele dieser Stoffe wie menschliche Fäkalien, Siedlungsabfälle, Abfälle aus der Nahrungsmittelverarbeitung entfallen bereits erhebliche Sammlungs- und Behandlungskosten. Gegenüber der konventionellen aeroben biologischen Behandlung weist die Carbonisierung der Biomasse dabei eine Reihe von Vorteilen auf. Vor allem wird durch die thermochemische Behandlung der biomassebürtige Kohlenstoff in der Biokohle stabilisiert. Kohlendioxid-Verluste lassen sich dadurch reduzieren. Da der Hauptteil des Kohlenstoffes in der Biokohle eingeschlossen bleibt, könnten somit durch die Carbonisierung der biogenen

Reststoffe die Treibhausgasemissionen, die bei dem herkömmlichen Biomassemanagement entstehen, erheblich reduziert werden.⁹

Zudem dauert die Carbonisierung üblicherweise nur Stunden, statt Tage oder Monate wie bei biologischen Prozessen. Dies erlaubt ein kompakteres Design der Reaktoren. Zudem sind einige Substrate toxisch und daher für eine biochemische Behandlung nicht geeignet. Die hohen Prozesstemperaturen der thermochemischen Umwandlung können außerdem pathogene Erreger und potenzielle organische Schadstoffe, wie pharmazeutische Komponenten, zerstören.

Des Weiteren wird auf Grund der starken Massereduzierung durch die Carbonisierung der Transport von organischem Kohlenstoff in Form von Biokohle über weite Strecken wirtschaftlicher als der Transport der ursprünglichen Biomasse. Dies bietet insbesondere Chancen für das Biomassemanagement von Gülle und Festmist. Durch die zunehmende Konzentration der Viehhaltung in den letzten Jahren kommt es häufiger vor, dass mehr Gülle und Festmist anfallen als auf Weiden und Ackerland vor Ort verwertet werden können. Eine übermäßige Ausbringung von Gülle kann zur Ausbreitung von Pathogenen, zu Emissionen von Ammoniak, Treibhausgasen und Geruchsstoffen sowie zur Anreicherung und Eutrophierung von Oberflächengewässern führen. Die Carbonisierung von „überschüssiger“ Gülle und Festmist stellt eine umweltfreundliche Alternative zum herkömmlichen Güllemanagement dar. Dies gilt ebenso für „überschüssige“ Gärreste, falls die anfallende Gülle zunächst in der Biogasproduktion eingesetzt wird.

Durch die thermochemische Behandlung der Biomasse können jedoch auch erhebliche Risiken auftreten. Zunächst kann die zusätzliche Verwendungsoption als Biokohle die Nutzungskonkurrenzen um die Biomasse verschärfen. Insbesondere wenn es zu einer Subventionierung der Biomassenutzung für Biokohle käme, bestünde eine Gefahr darin, dass nicht nur biogene Reststoffe genutzt werden, sondern es zu einer Landnutzungsänderung hin zum Anbau von Biomasse für die Biokohleherstellung kommt, mit eventuell nachteiligen Folgen für die Nahrungsmittelproduktion (Ernsting et al. 2011). Außerdem ist eine Umlenkung von organischen Stoffströmen weg von der Humusreproduktion in Böden denkbar. Dies könnte z.B. dann der Fall sein, wenn von einer bestimmten Fläche große Mengen von Stroh abgefahren werden, um Biokohle herzustellen, anschließend aber das fehlende organische Material an dieser Stelle nicht wieder durch das Einbringen von Biokohle oder sonstiger Organik ausgeglichen wird. Weitere Risiken sind mit der Aufkonzentrierung der in der Biomasse enthaltenen Schadstoffe in der Biokohle verbunden, deren langfristige Effekte im Boden bislang nicht geklärt sind (vgl. Kap. 2.8.4).

⁹ Noch nicht eingerechnet sind hier die potenziell vermeidbaren Treibhausgasemissionen sowie die mögliche erhöhte Bodenfruchtbarkeit durch die Nutzung der Endprodukte als Bioenergie (Gas, Bioöl, Biokohle) und/oder Bodenverbesserer (Biokohle) (siehe Kap. 2.7).

Fazit

Für die thermochemische Umwandlung von Biomasse in Kohle ist eine große Bandbreite an biogenen Reststoffen geeignet. Den größten Anteil der geschätzten Biomasse-Potenziale in Deutschland steuern dabei Nebenprodukte/Reststoffe aus der Land- und Forstwirtschaft bei. Die Herstellung von Kohlen aus biogenen Reststoffen hat den Vorteil, dass die meisten dieser Ausgangsstoffe ohnehin sachgemäß behandelt und/oder verarbeitet werden müssen, um den Schutz der Umwelt zu gewährleisten. Somit entfallen bei der Biokohleherstellung bereits erhebliche Sammlungs- und Behandlungskosten. Gegenüber der konventionellen biologischen Behandlung weist die Carbonisierung der Biomasse eine Reihe von Vorzügen auf. Zu diesen zählen die Stabilisierung des Kohlenstoffs, die relativ kurze Dauer der Carbonisierungsprozesse, die Zerstörung pathogener Erreger und potenzieller organischer Schadstoffe durch die hohen Prozesstemperaturen sowie der wirtschaftlichere Transport der Biokohle durch die starke Massereduzierung der ursprünglichen Biomasse. Dies bietet insbesondere neue Optionen für das Biomassemanagement von Gülle, Festmist und Gärresten. Die thermochemische Behandlung von Reststoffen kann allerdings auch mit Risiken, wie der Anreicherung von Schwermetallen verbunden sein. Hier ist ein wirkungsvolles Qualitätsmanagement gefragt. Darüber hinaus kann die zusätzliche Option, Biomasse sowie organische Reststoffe zu Kohlen umzuwandeln, zur Verschärfung der Nutzungskonkurrenzen zwischen Energie-, Lebensmittel-, Futtermittel- und Humuswirtschaft führen, die sich in Abhängigkeit von der globalen Marktsituation verändern können.

2.4 Menge, Qualität und Stabilität der Kohlenstoffverbindungen

2.4.1 Zusammensetzung von Biokohlen

Kohle ist eine der stabilsten Formen von partikulärem Kohlenstoff auf der Erde. Dabei spielt die Entstehung – fossil oder rezent als Biokohle – praktisch keine Rolle. Technologisch in kurzer Zeit hergestellte Biokohlen können aber eine ganz unterschiedliche Struktur und chemische Zusammensetzung aufweisen. Von Bedeutung sind dabei die Ausgangsstoffe und der Herstellungsprozess. Des Weiteren variieren die Struktur und die chemische Zusammensetzung innerhalb eines Kohlepartikels. Das heißt, dass an der Oberfläche ganz andere Eigenschaften vorliegen können als im Inneren der Kohlepartikel. Der Anteil an Kohlenstoff in Biokohlen sollte zwischen 50 und 80 % liegen (Glaser et al. 2012b). Kohlenstoffgehalte einer Vielzahl aus verschiedenen biogenen Ausgangsstoffen und mit unterschiedlichen Verfahren und Prozessparametern hergestellten Biokohlen sind Tab. A 2 im Anhang zu entnehmen.

Pyrolyse-Kohlen (Kap. 0) zeigen eine geometrische Struktur, die der des Ausgangsmaterials stark ähnelt (Downie et al. 2009)(Abb. 8). Bei der Pyrolyse werden zunächst die leicht abbaubaren Verbindungen abgebaut, während komplexere Verbindungen wie z.B. Lignin kaum verändert werden. Im Gegensatz dazu unterscheidet sich die Struktur der HTC-Kohlen viel stärker von der des Ausgangsmaterials (Sevilla und Fuertes 2009a)(Abb. 9). Der Grund dafür kann in dem flüssigen Medium gesehen werden, in dem die Hydrothermale Carbonisierung erfolgt.

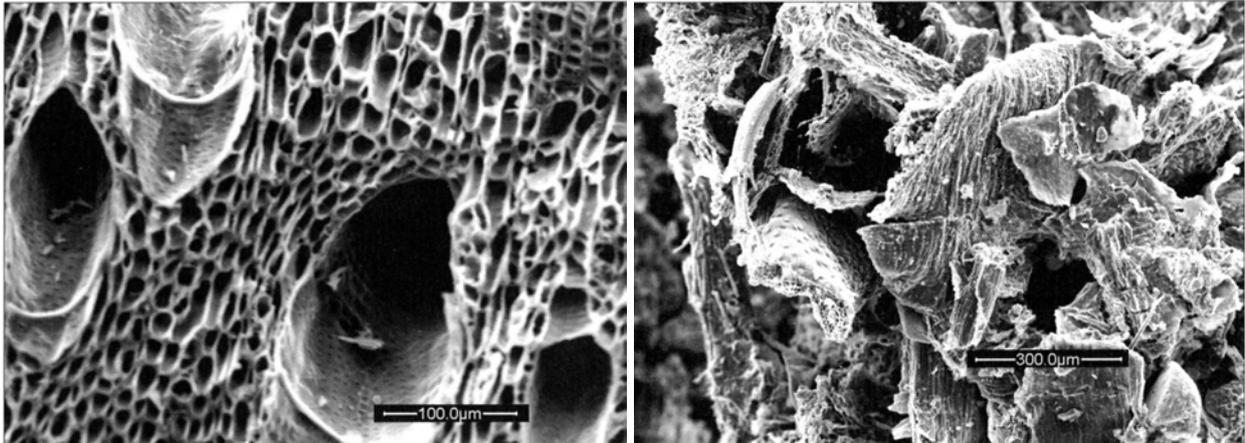


Abb. 8: REM – Bilder von Pyrolysekohle aus Holz (links) und Hühnermist (rechts) (langsame Pyrolyse; Downie et al. 2009)

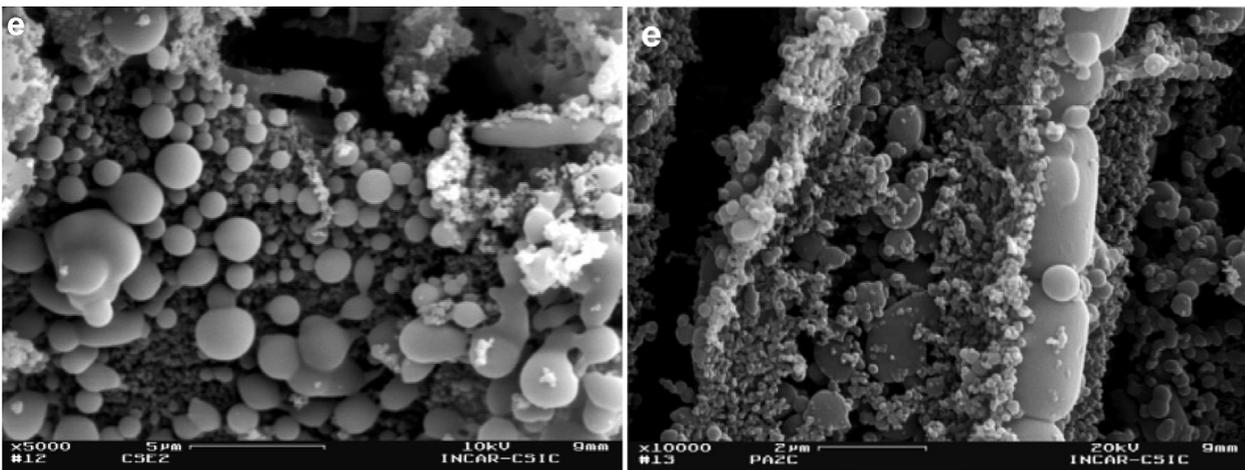


Abb. 9: REM – Bilder von HTC-Kohle aus Eukalyptus-Sägemehl (links) und Gerstenstroh (rechts) (Sevilla et al. 2011)

Das Innere eines Biokohlenstücks besteht im Wesentlichen aus aromatischen Kohlenstoffverbindungen, die eine starre Struktur haben und nur schwer abbaubar sind. Verschiedene Strukturen wurden bisher angenommen, in denen der Großteil des inneren „Kerns“ aus kondensierten Benzen-Ringen oder aus konjugierten heterozyklischen Verbindungen wie Furan besteht (Falco et al. 2011b, Titirici et al. 2008).

Die Oxidation der Oberflächen frischer Biokohlen im Zuge ihrer Alterung führt zur Bildung einer Vielzahl funktioneller Gruppen, welche ihre Reaktivität bedingen (Hammes und Schmidt 2009). Im Allgemeinen handelt es sich um Carboxyl-, Phenol-, Carbonyl-, Hydroxyl- oder Aminogruppen. Diese Gruppen bestimmen die chemischen Wirkungen der Kohlen, die sowohl als Katalysator als auch als Reagenz fungieren können. Gleichzeitig nimmt die negative Ladung der Oberflächen zu (Cheng et al. 2006 und 2008a, Hilscher et al. 2009, Liang et al. 2006). Dies führt zu einer Zunahme der Kationenaustauschkapazität. Damit können Nährstoffe in grös-

rem Maße gebunden werden und für Pflanzen und Mikroorganismen über einen längeren Zeitraum verfügbar bleiben. Aufgrund ihrer Polarität wirken sich hydrophile Gruppen (amino, carboxyl, keto ...) auch auf die Wasserhaltekapazität des Bodens aus (Sevilla et al. 2011, Spokas et al. 2012a) und erhöhen die Wasserlöslichkeit und den Transport der Biokohlen mit dem Sicker- und Oberflächenwasser (Glaser et al. 2002a, Hilscher und Knicker 2011, Rumpel et al. 2006a, Wiesmeier et al. 2009).

Flüchtige organische Verbindungen

Da der Herstellungsprozess nicht gleichmäßig erfolgt, enthalten die Kohlen, insbesondere die HTC-Kohlen, auch kleinere organische Verbindungen. Hierzu zählen wie bei Hale et al. (2012) und Spokas et al. (2011) beschrieben (s. auch Kap. 2.9):

- Aliphatische Kohlenwasserstoffe: Dodekan, Zyklohexan, Dichloromethan;
- Aromatische Kohlenwasserstoffe: Benzen, Toluol, Naphthalen;
- Oxo-Verbindungen: Alkohole, Aldehyde, Ketone, Estere, Phenole;
- Heterozyklische Verbindungen: Furan, Furfural.

Da diese Verbindungen nur relativ schwach gebunden sind, können sie leicht freigesetzt werden, entweder in die Luft oder durch Auswaschung ins Grundwasser (Becker et al. 2013).

Anorganische Verbindungen

Neben den organischen Verbindungen enthalten die Biokohlen auch anorganische Verbindungen, die in ihrer Gesamtheit als „Asche“ bezeichnet werden. Hierzu zählen metallische Oxide wie Al_2O_3 , CaO , MgO , MnO_2 , Fe_2O_3 , Na_2O , oder K_2O und nichtmetallische Oxide wie SiO_2 , SO_3 und P_2O_5 (Brewer et al. 2009), die leicht ausgewaschen werden können (Yao et al. 2010).

2.4.2 Experimentelle Verfahren zur Charakterisierung von Biokohlen

Physikalisch-chemische Analyse

Für quantitative und qualitative Analysen haben sich verschiedene Methoden etabliert, wobei ein erster Schritt bei jeder Untersuchung von Biokohlen die Bestimmung der Gehalte der Elemente Kohlenstoff, Wasserstoff, Stickstoff und Schwefel (CHNS-Elementaranalyse) ist. Tab. 12 enthält die am häufigsten genutzten Methoden. In der Praxis kommen meist mehrere Analyseverfahren zum Einsatz, um umfassende Informationen über Struktur und Zusammensetzung der Kohle zu erhalten.

Die Struktur von Biokohlen, von der ihre Stabilität abhängt, kann durch verschiedene Verfahren bestimmt werden. Eine Möglichkeit zur Strukturaufklärung von Biokohlen sind mikroskopische Verfahren wie die Rasterlektronenmikroskopie (REM), die einen ersten Überblick über die Oberfläche verschafft (Falco et al. 2011a).

Zur quantitativen Bestimmung der chemischen Verbindungen von Biokohlen kommen spektroskopische Verfahren wie die Kernresonanz(NMR-)spektroskopie, die Infrarotspektroskopie (FTIR) und die Röntgenphotoelektronenspektroskopie (XPS) zum Einsatz. Durch NMR-Spektroskopie lässt sich die Fraktion von aromatisch bzw. aliphatisch gebundenem Kohlenstoff sowie der Anteil an spezifischen Verbindungen wie Zellulose und Lignin bestimmen (Falco et

al. 2011b). Daraus kann anschließend der Verlauf des Pyrolyse-Prozesses abgeleitet werden (Falco et al. 2011a, Knicker 2011b). IR-spektroskopische Verfahren eignen sich insbesondere zur Bestimmung von funktionellen Gruppen (Baldock und Smernik 2002).

Die „effektive“ Oberfläche von Kohlen, d.h. die Fläche, die für bestimmte Stoffe zur Bindung bzw. Freisetzung zur Verfügung steht, ist ein sehr wichtiger Parameter für die Charakterisierung des Stoffaustausches zwischen Kohle und Boden, Luft oder Wasser. Die Oberfläche kann durch die Adsorption von ausgewählten gasförmigen (N₂, CO₂) oder flüssigen (Wasser, Quecksilber, EGME) Stoffen gemessen werden. Die Ergebnisse hängen in starkem Maß von der Ausgangssubstanz ab (de Jonge und Mittelmeijer-Hazeleger 1996). Bei der Verwendung von Stickstoff-Gas wird das Verfahren nach Brunauer-Emmett-Teller „BET-Prozedur“ genannt. Eine genauere Analyse berücksichtigt auch die Verteilung der inneren Fläche in Makro- und Mikroporen (Sun et al. 2012).

Tab. 12: Überblick über die am häufigsten benutzten analytischen Verfahren zur Bestimmung von Struktur und Zusammensetzung der Biokohle.

Methode	Anwendungsbereich	Referenz
Magnetische Kernresonanz (NMR)-Spektroskopie	Aromatische Ringe, Verlauf der Umwandlung	Falco et al. (2011a), Knicker (2011b)
Schwingungsspektroskopie (VIS-NIR, FTIR, DRIFT, Raman)	Funktionelle Gruppen	Baldock und Smernik (2002)
Kalorimetrie	Brennwert, Komplexe	Harvey et al. (2011)
Thermogravimetrische Analyse (TGA)	Verlauf der Umwandlung	Titirici et al. (2007a)
Soxhlet-Extraktion + Chromatographie (HPLC/GCMS)	Flüchtige organische Verbindungen	Cutright und Lee (1994) Hale et al. (2012)
Oxidativer chemischer Aufschluss	Chemischer Sauerstoffverbrauch (CSB)	Rumpel et al. (2006a)
Rasterelektronenmikroskopie (REM)	Struktur, Oberfläche	Falco et al. (2011a)
Röntgenphotoelektronenspektroskopie (XPS)	Funktionelle Gruppen	Yao et al. (2010)
Gassorption (BET-Prozedur)	Oberfläche, Poren	Sun et al. (2012)

Stabilitätsuntersuchungen

Die Stabilität einer organischen Substanz wie der Biokohle kann ermittelt werden, indem man den Stoffgehalt oder den Stoffverlust im zeitlichen Verlauf bestimmt. Die Untersuchungen können durch Laborinkubation in geschlossenen Gefäßen oder in Feldexperimenten erfolgen.

Durch Inkubation in geschlossenen Gefäßen ist es möglich, die experimentellen Bedingungen zu kontrollieren und die Wirkung unterschiedlicher Parameter wie Temperatur, Feuchtigkeit, Luftzusammensetzung und Bodentyp sowie der Zugabe von Nährstoffen oder bestimmter in der Landwirtschaft benutzter Chemikalien (Düngemittel, Herbizide) zu prüfen. Um den natürlichen Abbaubedingungen im Freiland möglichst nahe zu kommen, werden die Kohleproben zusammen mit einer bestimmten Menge an Boden bei definierter Wasserhaltekapazität inkubiert.

Der Stoffanteil und die Stoffflüsse können durch verschiedene Methoden, auch parallel, bestimmt werden:

- Messung der Gasemissionen von CO₂ und CH₄ (Case et al. 2012, Cheng et al. 2008b, Ronsse et al. 2011, Zimmerman 2010). Die Verfahren, die es gibt - eine Standardisierung hat sich noch nicht durchgesetzt - unterscheiden sich hinsichtlich der Lagerung der Gefäße (offen oder geschlossen, mit/ohne geförderte Lüftung) und der Art der CO₂-Bestimmung wie der Respicond-Methode (Titration nach CO₂-Reaktion mit NaOH und Bestimmung der Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit) oder der gaschromatographischen Analyse
- Messung des Stoffübertrags in den Boden (Hamer et al. 2004, Rogovska et al. 2011)
- Messung des Stoffübertrags ins Wasser (Kindler et al. 2011)
- Messung des biologischen Sauerstoffverbrauchs (BSB) im Lauf der Zeit (Ronsse et al. 2011)

Eine weitere Methode besteht in der selektiven Markierung der Kohlen oder der Substrate, um die Quellen der emittierten Kohlenstoffspezies differenzieren zu können:

- Gasmessung + Messung von Radioisotopen (Hamer et al. 2004, Kuzyakov et al. 2009)
- Gasmessung + Messung von stabilen Isotopen (Bai et al. 2011, Smith et al. 2010)
- Bodenmessung + Messung von stabilen Isotopen (Dondini et al. 2009, Zimmermann et al. 2012)

In Feldexperimenten, die allerdings mit einem erheblichen Zeit- und Arbeitsaufwand verbunden sind, besteht die Möglichkeit den Abbau von Kohlen unter natürlichen, praxisüblichen Bedingungen (Temperatur, Niederschlag, Wind, Anwesenheit von Pflanzen und Tieren) zu untersuchen und damit saisonalen Schwankungen einer Region Rechnung zu tragen. Stabilitätsuntersuchungen an Biokohlen im Freiland wurden bisher erst in wenigen Fällen durchgeführt (Castaldi et al. 2011, Karhu et al. 2011). Über isotopechemische Untersuchungen im Freiland berichten Glaser (2005), Glaser und Knorr (2008) sowie Kodama et al. (2010).

2.4.3 Stabilität der Biokohlen

Kohle besteht aus sehr stabilen Kohlenstoffverbindungen, die über sehr lange Zeiträume, bis zu Tausenden von Jahren im Boden erhalten bleiben. Eines der bekanntesten Beispiele ist die mit Holzkohle angereicherte *Terra Preta*, die amazonische Schwarzerde (Glaser et al. 2001). Es gibt allerdings keine eindeutige Antwort auf die Frage nach dem Ausmaß der Stabilität von Biokohlen. Wie in verschiedenen Arbeiten gezeigt (Czimczik und Masiello 2007, Lehmann und Joseph 2009, Singh et al. 2012a, Spokas 2010), kann die ermittelte Lebensdauer eines bestimmten Kohlenstoff-Pools stark variieren in Abhängigkeit von

- der Art der Kohle (Ausgangsmaterial, Herstellungs- bzw. Entstehungsprozess)
- dem Standort (Klima, Bodenform)
- der Landnutzung und besonderen Ereignissen wie z.B. Bränden
- der Untersuchungsmethode (Technik, Dauer der Messungen, Störfaktoren)

Die Stabilität der Biokohlen lässt sich durch deren H/C und O/C Verhältnisse beschreiben (Schimmelpfennig und Glaser 2010). Diese zwei Parameter werden oft in einem Diagramm, dem sogenannten „Van Krevelen-Diagramm“, dargestellt, um die Unterschiede zwischen verschiedenen Kohlearten und den entsprechenden Ausgangsmaterialien zu verdeutlichen (Abb. 10).

Anhand des O/C Verhältnisses lässt sich eine Kohle den folgenden Klassen zuordnen:

- Brandkondensate (Grafit und Ruß), wenn $O/C < 0,2$
- Brandreste („charcoal“ und „char“), wenn $O/C = 0,2 - 0,6$.

Außerdem korreliert das O/C Verhältnis sehr gut mit dem Anteil an flüchtigen Verbindungen, und spiegelt damit die Abbaubarkeit einer Kohle wider (Spokas 2010). Mit der Alterung der Biokohlen und der Oxidation der Oberflächen nehmen die O/C- und auch die H/C-Verhältnisse zu (Hammes und Schmidt 2009).

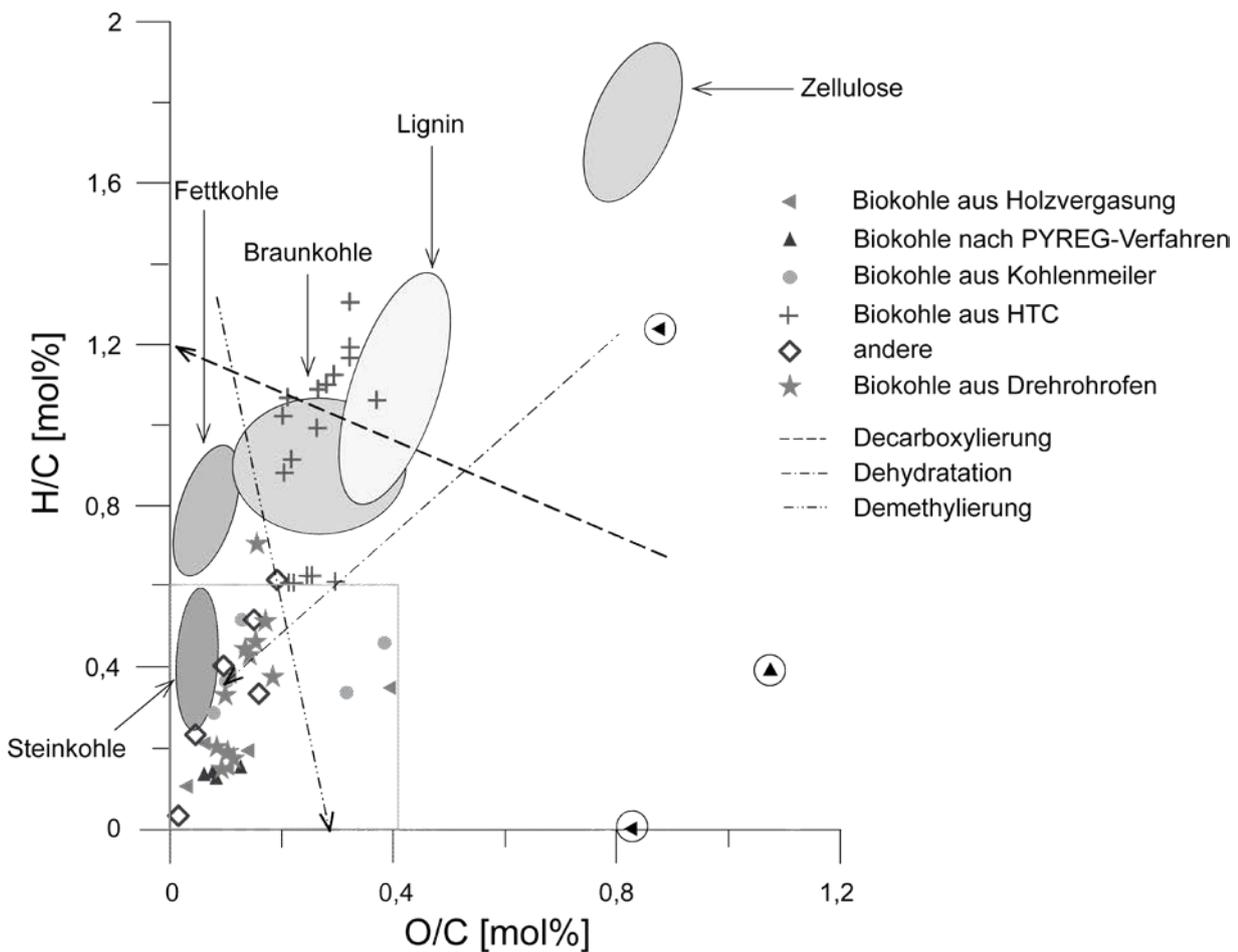


Abb. 10: Van Krevelen Diagramm der O/C- und H/C-Verhältnisse von unterschiedlichen Biokohlen im Vergleich zu fossilen Kohlen (Braun-, Fett-, Steinkohle) und organischen Stoffen (Zellulose, Lignin) (nach Schimmelpfennig und Glaser 2010).

Das Rechteck markiert den wünschenswerten Bereich ausreichend stabiler Biokohlen zur Anwendung in Böden.

Abbau der Biokohlen

Der bekannteste Prozess, in dem Biokohlen abgebaut werden, ist die Mineralisierung, d.h. die Oxidation der Kohlenstoffatome zu Kohlenstoffdioxid. Sie erfolgt in Abhängigkeit der Umgebungstemperatur (Davidson und Janssens 2006b). Gleichzeitig werden dabei weitere flüchtige Verbindungen in die Luft freigesetzt (s. Kap. 2.4.1 und Kap. 2.9). Auch durch Auswaschung löslicher Kohlebestandteile ist ein Verlust von Kohlenstoff aus der Kohle denkbar.

Nach Czimczik und Masiello (2007) sowie Lehmann et al. (2009) können folgende Mechanismen, die am Abbau von Kohle beteiligt sind, unterschieden werden:

- Physikalische Zersetzung bzw. „Verwitterung“ durch mechanische Beanspruchung (Frost-Tau-Zyklen, Quellung-Schrumpfung in tonreichen Böden, Bodenbearbeitung, Bioturbation)
- Chemische Oxidation der Oberflächen,
- Biologischer Abbau durch Bakterien oder Pilze

Einige Autoren sehen in der abiotischen Oxidation den Hauptprozess des Abbaus von Kohlen in Böden (u.a. Cheng et al. 2006, Zimmerman 2010). Andere messen der heterotrophen Zersetzung eine große Bedeutung bei (z.B. Baldock und Smernik 2002, Brodowski 2005a). Untersuchungen von Hamer et al. (2004), Brodowski (2005a), Kuzyakov et al. (2014) und Zimmerman et al. (2011) weisen darauf hin, dass durch das Vorhandensein leicht mineralisierbarer organischer Substanzen und verfügbarer Nährstoffe der mikrobielle Abbau von Biokohlen verstärkt wird (Co-Metabolismus). Dies wird sowohl durch leicht abbaubare organische Bodensubstanz als auch durch leicht mineralisierbare organische Verbindungen in den Biokohlen ermöglicht.

HTC-Kohlen weisen im Vergleich zu Pyrolysekohlen einen höheren Anteil leicht mineralisierbarer Kohlenstoffverbindungen und einen geringeren Anteil aromatischer Strukturen auf (Fuertes et al. 2010, Libra et al. 2011). Ihre Abbaustabilität ist deshalb geringer (Bargmann et al. 2014a, Cao et al. 2011, Gajic et al. 2012, Qayyum et al. 2012, Steinbeiss et al. 2009). Bei den durch Pyrolyse erzeugten Kohlen nimmt der Gehalt komplexer aromatischer Strukturen und damit die Abbaustabilität mit steigender Pyrolysetemperatur zu (Almendros et al. 2003, Baldock und Smernik 2002, Nguyen und Lehmann 2009, Singh et al. 2012a, Zimmerman et al. 2011).

Durch den Einbau der Biokohle in Bodenaggregate und die Bindung an mineralische Bodenbestandteile (Tonminerale, Eisen- und Aluminiumoxide) kann die Biokohle vor einem weiteren Abbau geschützt werden (Brodowski et al. 2006, Glaser et al. 2000, Lehmann et al. 2009, Topoliantz et al. 2006, Zimmerman et al. 2011). Die Aggregation kann durch den Pilzbewuchs begünstigt werden. Die Bindungskapazität der Biokohlen wird durch die Oxidation ihrer Oberflächen und die Bildung funktioneller Gruppen sowie negativer Ladungsüberschüsse erhöht (s. Kap. 2.4.1), gleichzeitig aber auch ihre Löslichkeit in Wasser und damit die Mobilität der Kohlepartikel. Damit ist auch eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten gegeben, wo der mikrobielle Abbau mit deutlich geringerer Intensität erfolgt (Brodowski et al. 2007, Skjemstad et al. 1999).

Schätzung der Lebensdauer

Die Schätzung der Lebensdauer τ , der Halbwertszeit $t_{1/2}$ oder der Zerfallsrate k erfolgt durch die Analyse des zeitlichen Verlaufs des Kohlenstoffanteils in einer Kohle-Boden-Mischung. Die Lebensdauer lässt sich aus dem Kehrwert der Zerfallsrate berechnen ($1/k$) und entspricht der mittleren Verweilzeit der Biokohle im Boden („mean residence time“, MRT). Der Verlauf wird entweder als augenblicklicher Fluss $f(t)$, oder als „kumulativer Fluss“ proportional zum bisher mineralisierten Anteil $F(t)$, oder als Restanteil $S(t) = 1 - F(t)$ bezeichnet. Die Messwerte werden auf die Probenmasse (für Topfversuche) oder Ackerfläche (für Feldversuche) bezogen und bezüglich der Wirkung anderer Parameter (z.B. Temperatur) korrigiert.

Die quantitative Analyse der Abbaukinetiken kann durch eine zeitliche oder räumliche Inhomogenität des Bodens und/oder des Wetters erschwert werden, welches eine Veränderung der Abbaurate oder eine Überlagerung des Signals durch den Hintergrund verursacht.

Falls die Bedingungen als konstant angenommen werden können, wird versucht, eine mathematische Funktion an den Abbauverlauf anzupassen. Am häufigsten werden absteigende mono- oder bi-exponentielle Funktionen herangezogen, mit denen sich die Abbauprozesse von zwei „Reservoirs“ mit unterschiedlichen Zerfallskonstanten (k_1 , k_2) bzw. unterschiedlicher Lebensdauer (τ_1 , τ_2) beschreiben lassen (Cheng et al. 2008b, Singh et al. 2012a):

$$F(t) = F_1 \times (1 - e^{-k_1 t}) + F_2 \times (1 - e^{-k_2 t})$$

Geht man von einem rein biologischen Abbauprozess aus, wäre ein Michaelis-Menten-Modell geeigneter (Gleixner 2013). In der Literatur werden jedoch vereinfachte Modelle wie ein Potenz-Gesetz genutzt (Zimmerman 2010) oder komplexere Modelle, die jeweils den Einfluss der Substratmenge und der Temperatur berücksichtigen, wie bei Davidson et al. (2012).

In jedem Fall unterliegt die Abbaukinetik einer nichtlinearen Funktion, deren Anpassung iterativ erfolgt. Hierbei kann es zu Konvergenzproblemen kommen, vor allem bei eingeschränkter Dauer des Versuchs, bei mangelnder Zeitauflösung oder bei falscher Eingabe von Anfangswerten bei der Anpassung. Mehrere statistische Ansätze sind möglich (kleinste Quadrate, Maximal Likelihood) und einige in anderen wissenschaftlichen Disziplinen entwickelte Prozeduren (Cleveland 1983, Fernicola et al. 2000, Hall und Selinger 1981) lassen sich wahrscheinlich anwenden, um die Konvergenzprobleme bei Exponentialfunktionen teilweise zu umgehen.

Den modellhaften Verlauf bi-exponentieller Abbaufunktionen von unbehandelter und pyrolysiertes Biomasse in Abhängigkeit von der mittleren Lebensdauer des labilen und des stabilen Kohlenstoffpools soll Abb. 11 verdeutlichen (Lehmann et al. 2009). Sie zeigt die zeitliche Veränderung des Kohlenstoff-Restgehaltes $S(t)$. Unterstellt wird ein Kohlenstoffverlust durch Pyrolyse der Ausgangsbiomasse in Höhe von 50 %. Unter der Annahme einer mittleren Lebensdauer des stabilen C-Pools in einer Größenordnung von 1000 Jahren verbleibt bei einer Biokohlegabe deutlich mehr Kohlenstoff im Boden als nach Applikation der Ausgangsbiomasse. Die Differenz ist umso größer, je geringer der Anteil leicht abbaubarer („labiler“) Kohlenstoffverbindungen in der Biokohle ist.

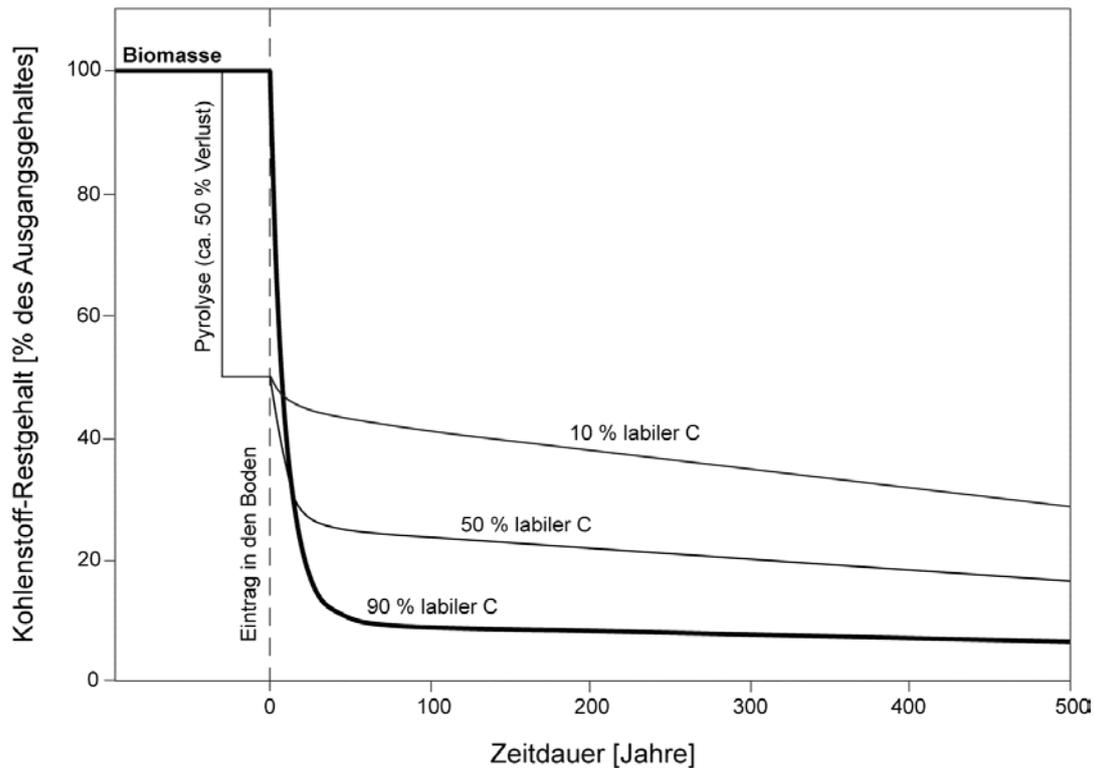


Abb. 11: Bi-exponentielle Abbaufunktionen von unbehandelter und pyrolysiertes Biomasse mit unterschiedlichen Anteilen labiler Kohlenstoffverbindungen einer mittleren Verweilzeit von 10 Jahren für den labilen und 1000 Jahren für den stabilen C-Pool (nach Lehmann et al. 2009).

Die dicke Linie zeichnet den Abbau der unbehandelten Biomasse nach, die dünnen Linien den Abbau von Pyrolysekohlen aus dieser Biomasse.

Untersuchungsergebnisse zur Stabilität von Biokohlen

Die Datierung von pyrogenem Kohlenstoff in Böden unterschiedlicher Ökosysteme ergab ein Alter von mehreren 1000 Jahren. Preston und Schmidt (2006) geben für boreale Wälder eine Halbwertszeit der vornehmlich aus Waldbränden resultierenden Kohlenstoffverbindungen von ca. 6.600 Jahren an. Lehmann et al. (2008b) berechneten für Waldsavannen Nord-Australiens in konservativen Szenarien eine mittlere Verweildauer der Verbrennungsreste von 1.300 bis 2.600 Jahren. Aus Radiocarbonmessungen leiteten Glaser et al. (2001) sowie Neves et al. (2003) für die stabilen Kohlebestandteile von Terra Preta Böden im Amazonasgebiet ein Alter von 500 bis 7.000 Jahren ab. Für Europäische Schwarzerden geben Schmidt et al. (2002) eine mittlere Verweildauer von etwa 1.000 bis 5.000 Jahren an.

Bird et al. (1999) sowie Nguyen et al. (2009) ermittelten in ihren Felduntersuchungen eine deutlich geringere mittlere Verweildauer von < 150 Jahren sowie 8 Jahren. Bird et al. führen ihre in Zimbabwe gewonnenen Ergebnisse auf die für einen Kohleabbau günstigen Standortbedingungen (gut durchlüftete Böden, subtropisches Klima) zurück. Günstige klimatische Bedingungen sind auch an den von Nguyen et al. untersuchten Standorten in Kenia gegeben. Als Ursache für die starke Abnahme der Kohlegehalte in den untersuchten Böden führen sie auch die Verlagerung in tiefere Bodenschichten und die Wind- und Wassererosion durch Oberflächen-

abfluss an. Über ähnliche Beobachtungen berichten Brodowski et al. (2007), Rumpel et al. (2006a) und Knicker et al. (2006). Geringe Stabilitäten ergeben sich auch in Untersuchungen auf Standorten mit häufigen bzw. erneuten Brandereignissen, da hierdurch die vorhandenen Kohlereste in größerem Maße verbrennen können, als neue Kohle durch die unvollständige Verbrennung der Vegetation entsteht.

In einem 8,5-jährigen Inkubationsexperiment stellten Kuzyakov et al. (2009, 2014) nach Zugabe von Biokohle aus Grasschnitt (Pyrolyse bei 200 – 400 °C) zu einem Lössboden unter optimalen Bedingungen ebenfalls hohe mittlere Verweilzeiten von ca. 400 Jahren fest. Eine Übertragung ihrer Messergebnisse auf Feldbedingungen unter Verwendung des BAT – Konzeptes (Franko et al. 1997; s.a. Kap. 2.11.3) lässt auf mittlere Verweilzeiten von etwa 4.000 Jahren schließen. Eine Auswertung der gleichen Ansätze nach einer kürzeren Inkubationszeit von 3,2 Jahren hatte geringere Verweilzeiten ergeben (Kuzyakov et al. 2009). Dies ist auf einen stärkeren Abbau in der Anfangsphase der Inkubation zurückzuführen.

Deutlich geringere mittlere Verweilzeiten in Inkubationsversuchen mit Pyrolysekohlen aus Schilf bzw. Stroh und Holz stellten Hilscher et al. (2009) in einem Mineralboden sowie Hamer et al. (2004) in einem Sandboden fest. Für die Biokohlen aus Halmgut berechneten sie 19 sowie 39 Jahre, für die Kohlen aus Holz 56 sowie 76 Jahre.

In Inkubationsversuchen mit HTC-Kohlen aus Glucose und Hefe, die in schluffreiche Böden eingemischt wurden, ermittelten Steinbeiss et al. (2009) eine mittlere Verweildauer von 4 bis 25 Jahren. Gajic et al. (2012) testeten den Abbau verschiedener HTC-Kohlen in einem schluffigen Sand unter Laborbedingungen und errechneten eine mittlere Verweildauer von 5 bis 9 Jahren. Sie stellten fest, dass höhere Prozesstemperaturen bei der Hydrothermalen Carbonisierung auch zu einer höheren Stabilität der HTC-Kohlen führten. Die gleichzeitig untersuchte Pyrolysekohle wies eine deutlich größere Stabilität auf. Ein Vergleich der unter Labor- und Freilandbedingungen untersuchten Abbauraten ergab eine größere Stabilität unter Feldbedingungen.

Auch Singh et al. (2012a) stellten in einer Meta-Analyse von 16 verschiedenen Studien zum Abbau pyrogener Kohlenstoffverbindungen fest, dass Inkubationsversuche höhere Abbauraten ergeben als Feldstudien. Dies kann zum einen auf die im Vergleich zu den natürlichen Verhältnissen im Feld optimierten Laborbedingungen zurückzuführen sein. So treten im Freiland Trocken- und Kältephasen auf, in denen die chemischen und biologischen Prozesse mit geringerer Intensität ablaufen bzw. ganz zum Erliegen kommen. Durch Sauerstoffmangel wird insbesondere die abiotische Oxidation der Kohlen unterbunden, die Verwendung von Sanden in den Laborversuchen schafft diesbezüglich optimale Voraussetzungen. Zum anderen führen Kurzzeitversuche im Labor zu einer stärkeren Gewichtung der häufig zu Versuchsbeginn auftretenden höheren Abbauraten, die durch leicht abbaubare Bestandteile der Biokohle und Priming-Effekte verursacht werden können.

Fazit

Durch die verschiedenen Verfahren der Inkohlung von Biomasse findet eine Stabilisierung der verwendeten organischen Primärsbstanzten bzw. Reststoffe statt, so dass der mikrobielle Abbau im Boden im Vergleich zu den Ausgangsstoffen verhindert bzw. erheblich verzögert wird. Ein systematischer Vergleich der Stabilität von Kohlen untereinander wird allerdings durch die Vielzahl möglicher Rahmenbedingungen erschwert. Die Stabilität von Kohlen kann als Funktion ihrer Zusammensetzung und Struktur sowie der Standortbedingungen angesehen werden. Dabei hängen die Zusammensetzung und die Struktur von Kohlen sehr stark vom Ausgangsmaterial und von den Prozessbedingungen bei der Herstellung ab.

Man geht davon aus, dass die Kohlen aus einem inneren aromatischen Kern bestehen an dessen Oberfläche sich geladene funktionelle Gruppen ausbilden. Während der aromatische Kern eine wichtige Rolle bei der langfristigen Stabilität spielt, ist die kurzfristige Dynamik von Abbauprozessen im Wesentlichen durch die Oberflächenstruktur bedingt. Aufgrund der bisher vorliegenden Ergebnisse können für Pyrolysekohlen unter Freilandbedingungen mittlere Verweilzeiten von mehr als 100 bis über 1000 Jahre angenommen werden. HTC-Kohlen weisen im Allgemeinen eine geringere Stabilität im Bereich von Jahrzehnten auf.

Die Stabilitäten der Biokohlen in Böden lassen sich durch zweiphasige Modelle beschreiben. Trotz der Plausibilität solcher Modellannahmen können aufgrund unterschiedlicher Versuchsbedingungen, unterschiedlicher Versuchsdauer und daraus resultierenden numerischen Unsicherheiten bisher keine präzisen Angaben zur Abbaugeschwindigkeit von Kohlen in Abhängigkeit von ihrer Qualität und den Umweltbedingungen gemacht werden.

2.5 Nährstoffgehalte, -frachten und -verfügbarkeiten

Bei der Anwendung von Biokohlen in Böden oder Bodensubstraten ist ihr Einfluss auf den Nährstoffhaushalt von besonderem Interesse. Der sinnvolle Einsatz der Biokohlen als Bodenverbesserungsmittel sollte neben der Sequestrierung von Kohlenstoff die Nährstoffspeicherung der Böden und die Nährstoffversorgung der Pflanzen positiv beeinflussen. Dabei kann unterschieden werden zwischen den indirekten Wirkungen der Biokohle auf den Bodennährstoffhaushalt, beispielsweise durch eine Veränderung der Bodenreaktion, der Sorptionskapazitäten, des Wasserhaushaltes oder der mikrobiellen Umsetzungsprozesse und der direkten Wirkung durch die mit der Biokohle zugeführten Makro- und Mikronährstoffe. Auf diese indirekten Wirkungen soll in Kap. 2.8.3 näher eingegangen werden. Im Folgenden werden zunächst die in der Biokohle enthaltenen Nährstoffe, ihre Verfügbarkeit und daraus ableitbare Frachten betrachtet.

Die Nährstoffgehalte der Biokohlen werden in erster Linie von den für ihre Herstellung verwendeten Input- bzw. Ausgangsstoffen und deren Elementgehalten beeinflusst. Zudem wirken sich die Art der Herstellung (Pyrolyse, Hydrothermale Carbonisierung) und die Prozessführung (Temperaturverlauf, Druck, Prozessdauer, Gaszufuhr etc.) auf die chemische Struktur und Zusammensetzung der Biokohlen aus (Atkinson et al. 2010, Chan and Xu 2009, Libra et al. 2011, Rajkovich et al. 2012, Spokas et al. 2012a).

Die Tab. A 2 bis Tab. A 6 im Anhang geben einen Überblick über Gesamtgehalte der Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Kalzium und Schwefel, die im Rahmen wissenschaftlicher Untersuchungen in Biokohlen festgestellt wurden. Zudem werden die Kohlenstoffgehalte, C/N-Verhältnisse und pH-Werte aufgelistet.

Biokohlen aus verholzten Biomassen weisen in der Regel Kohlenstoffgehalte über 600 g kg^{-1} und geringe N-Gehalte bis 3 g kg^{-1} auf (Tab. A 2). Daraus ergeben sich größtenteils sehr weite C/N-Verhältnisse über 200. Die P-Gehalte liegen im Allgemeinen unter 1 g kg^{-1} , die K- und Ca-Gehalte unter 3 g kg^{-1} . In Biokohlen aus Bambus wurden höhere P- und K-Gehalte und in Biokohlen aus Brasilianischem Pfefferbaum deutlich höhere Ca-Gehalte ermittelt. Steigende Anteile an Rinde, jungen Trieben sowie Blättern erhöhen die Nährstoffgehalte und verengen das C/N-Verhältnis.

Biokohlen aus Nussschalen oder -hülsen besitzen ebenfalls hohe Kohlenstoffgehalte von meist 700 bis 900 g kg^{-1} (Tab. A 3). Die P-, K-, Ca- und Mg-Gehalte der Biokohlen aus Pekanuss- und Haselnussschalen liegen in den Bereichen der Biokohlen aus Gehölzen. Die N-Gehalte sind etwas höher. Biokohlen aus Erdnusshülsen weisen deutlich größere Anteile an Stickstoff, Phosphor und Kalium auf.

Die Kohlenstoffgehalte der Biokohlen aus dem Stroh verschiedenster Feldkulturen wie Mais, Getreide, Reis, Raps, Soja und Erdnuss sowie Chinaschilf und Pfahlrohr bewegen sich überwiegend zwischen 450 und 800 g kg^{-1} (Tab. A 4). Mit Ausnahme von Raps- und Sojastroh wurden mit rund 5 bis 15 g kg^{-1} höhere N-Gehalte als in Biokohlen aus Gehölzen festgestellt, so dass die C/N-Verhältnisse in der Regel zwischen 30 und 140 liegen. Die P-Gehalte erreichen mit 1 bis 7 g kg^{-1} und die K-Gehalte mit 5 bis 50 g kg^{-1} ebenfalls ein höheres Niveau. Auch die, leider nur für Biokohlen aus Maisstroh veröffentlichten, Ca- und Mg-Gehalte sind höher als in den Biokohlen aus Gehölzen.

Sehr nährstoffreiche Biokohlen sind aus organischen Reststoffen der Tierhaltung wie Geflügel-, Schweine-, Rinder- und Pferdemist herstellbar (Tab. A 5). Die Kohlenstoffgehalte dieser Biokohlen betragen meist 250 bis 600 g kg^{-1} und die N-Gehalte 10 bis 50 g kg^{-1} . Hieraus resultieren im Vergleich zu den bisher beschriebenen Ausgangsstoffen Holz, Schalen und Stroh sehr enge C/N-Verhältnisse von überwiegend 10 bis 30 . In Biokohlen aus Geflügel- und Schweinemist wurden zudem sehr hohe P-Gehalte von rund 20 bis 60 g kg^{-1} und hohe K-Gehalte von 20 bis 90 g kg^{-1} festgestellt. In Biokohlen aus Rindermist sind die ermittelten P-Gehalte geringer (4 bis 17 g kg^{-1}). Auch die Ca-, Mg- und Schwefelgehalte der Biokohlen aus Reststoffen der Tierhaltung liegen im Vergleich zu den zuvor angeführten Ausgangsstoffen auf einem hohen Niveau.

Ähnlich hohe N-, P-, Ca- und Mg-Konzentrationen weisen die aus Klärschlamm hergestellten Biokohlen auf (Tab. A 6). Da die C-Gehalte relativ gering bleiben, sind diese Biokohlen durch sehr enge C/N-Verhältnisse gekennzeichnet.

Biokohlen aus Bioabfällen verschiedener Produktionsprozesse wie Zuckerrohr-Bagasse, Zuckerrübenschnitzel oder Biertreber sowie aus Grün- und Küchenabfällen, Gärresten und Papierfaserschlämmen weisen sehr unterschiedliche Nährstoffgehalte und -verhältnisse auf (Tab. A 6). Während in Biokohlen aus Biertreber sowie Küchenabfällen hohe N-Gehalte und in Biokohlen aus Zuckerrohr-Bagasse, Zuckerrübenschnitzeln sowie Gärresten mittlere N-Konzentrationen festgestellt wurden, sind die untersuchten Biokohlen aus Papierfaserschlämmen durch sehr

geringe N-Gehalte gekennzeichnet. Hervorzuheben sind auch die relativ hohen P-, K- und Ca-Gehalte von Biokohlen aus Küchenabfällen.

Zu den Gehalten pflanzenverfügbarer Nährstoffe liegen deutlich weniger Informationen vor (s. Tab. 13). Die Vergleichbarkeit der Daten wird durch die Anwendung unterschiedlicher Analysemethoden erschwert. Im Allgemeinen ist die Verfügbarkeit des überwiegend organisch gebundenen Stickstoffs sehr gering. Insbesondere die durch Pyrolyse hergestellten Kohlen weisen sehr geringe Ammonium- und Nitratgehalte auf (Tab. 13; Gaskin et al. 2008). In Pyrolysekohlen aus Klärschlamm und Tierfäkalien bzw. Mist können jedoch auch hohe N_{\min} -Konzentrationen vorliegen, sofern die Pyrolyse bei geringen Temperaturen durchgeführt wurde (Hossain et al. 2011, Tagoe et al. 2008). Biokohlen aus verholzter Pflanzenmasse weisen in der Regel auch sehr geringe Gehalte an verfügbarem Phosphor und Kalium auf (0,003 - 0,005 % P, 0,03 - 0,04 % K). Dagegen liegen die entsprechenden Phosphor- und Kalium-Konzentrationen in Kohlen aus organischen Reststoffen der Tierhaltung sowie aus Klärschlamm auf einem teilweise deutlich höheren Niveau (bis 1,2 % P sowie bis 4,6 % K).

Neben der Art und Zusammensetzung der Ausgangsstoffe wirkt sich auch die Herstellungstechnologie auf die Nährstoffgehalte der Biokohlen aus.

Bei der Pyrolyse hat insbesondere die Prozesstemperatur einen Einfluss auf die stoffliche Zusammensetzung der Biokohlen sowie in geringerem Maße auch die Geschwindigkeit der Temperaturerhöhung sowie die Dauer der Temperatureinwirkung (Antal and Grønli 2003, Cantrell et al. 2012, Chan and Xu 2009, Gaskin et al. 2008, Lang et al. 2005, Rajkovich et al. 2012, Shinogi 2004, Yao et al. 2012, Yuan et al. 2011, Zheng et al. 2013b).

So nehmen die N-Gehalte der Biokohlen mit zunehmender Pyrolysetemperatur im Allgemeinen durch gasförmige Verluste ab (Bagreev et al. 2001, Demirbas 2001, Cantrell et al. 2012, Lang et al. 2005, Ro et al. 2010, Shinogi 2004, Yuan et al. 2011). Durch die Zerstörung organischer Kohlenstoffverbindungen und den mit dem gasförmigen und flüssigen C-Austrag verbundenen Massenverlust kommt es zunächst zu einer Erhöhung der N-Gehalte. Die N-Ausgasung beginnt bei Temperaturen über 200 °C und führt zu einer Reduzierung von bis zu 50 % der Ausgangs-N-Gehalte nach Pyrolyse bei 400 bis 500 °C (DeLuca et al. 2009, Gaskin et al. 2008, Lang et al. 2005). Dies trifft insbesondere auf die Pyrolyse von Stoffen mit einem hohen Gehalt an Ammonium sowie leicht abbaubaren organischen N-Verbindungen wie z.B. Tierdung, Klärschlamm oder Küchenabfälle zu (vgl. Tab. A 6). Die N-Verluste können durch eine niedrige Pyrolysetemperatur verringert werden (Antal und Grønli 2003, Shinogi und Kanri 2003). Nach Lang et al. (2005) kann es bei Temperaturen ab 750 °C zu einer erneuten Bindung des gasförmigen Stickstoffs an die Pyrolyse-Kohle kommen. Die Verwendung von N_2 als Trägergas führt ebenfalls zu einer N-Bindung bzw. -Anreicherung der Biokohlen in hohen Temperaturbereichen (Lang et al. 2005, Novak et al. 2009b).

Mit zunehmender Pyrolysetemperatur verringert sich auch die Verfügbarkeit des Stickstoffs (Bagreev et al. 2001, Hossain et al. 2011, Wang et al. 2012, Zheng et al. 2013b; s. Tab. 13). Nach Bagreev et al. (2001) vollzieht sich dies vor allem im Bereich zwischen 400 und 600 °C. Gundale und DeLuca (2006) berichten, dass in Pyrolysekohlen aus Holz der Gehalt an extrahierbarem NH_4 bei steigenden Pyrolysetemperaturen bis 800 °C deutlich zurückgeht und der Gehalt an extrahierbarem NO_3 etwas ansteigt. Nach Pritchard (2003) nimmt die Mineralisierbarkeit der

Biokohle und damit des organisch gebundenen Stickstoffs mit steigenden Herstellungstemperaturen deutlich ab.

Tab. 13: Verfügbare N-, P- und K-Gehalte von Biokohlen

Quelle	Inputstoffe	Herstellung	Temp. [°C]	Nährstoffe – verfügbar ¹⁾		
				N _{min} [mg kg ⁻¹]	P [mg kg ⁻¹]	K [mg kg ⁻¹]
Rondon et al. 2007	Eucalyptus deglupta	Pyrolyse	Meiler	350	50 ⁵⁾	
Yamato et al. 2006	Rinde, Acacia mangium	Pyrolyse	traditionell, Meiler	260-360	31 ⁵⁾	
Gaskin et al. 2008	Kiefernspäne	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	400	30 ²⁾	300 ²⁾
Gaskin et al. 2008	Kiefernspäne	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	500	40 ²⁾	410 ²⁾
Gaskin et al. 2008	Pelletierte Erdnusshölse	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	400	760 ²⁾	6840 ²⁾
Gaskin et al. 2008	Pelletierte Erdnusshölse	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	500	570 ²⁾	5910 ²⁾
Chan et al. 2008	Geflügelmist	Pyrolyse	langsam	450	2,4	11600 ⁴⁾
Cantrell et al. 2012	Geflügelmist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	350	430 ¹⁾	
Cantrell et al. 2012	Geflügelmist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	700	900 ¹⁾	
Gaskin et al. 2008	Hühnermist	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	400	5580 ²⁾	46200 ²⁾
Gaskin et al. 2008	Hühnermist	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	500	5330 ²⁾	38100 ²⁾
Cantrell et al. 2012	Putenmist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	350	1060 ¹⁾	
Cantrell et al. 2012	Putenmist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	700	1750 ¹⁾	
Cantrell et al. 2012	Separier. Schweinemist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	350	390 ¹⁾	
Cantrell et al. 2012	Separier. Schweinemist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	700	60 ¹⁾	
Cantrell et al. 2012	Rindermist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	350	380 ¹⁾	
Cantrell et al. 2012	Rindermist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	700	100 ¹⁾	
Hossain et al. 2011	Klärschlamm	Pyrolyse	N ₂	300	1175	493 ⁴⁾
Hossain et al. 2011	Klärschlamm	Pyrolyse	N ₂	400	143	740 ⁴⁾
Hossain et al. 2011	Klärschlamm	Pyrolyse	N ₂	500	25	568 ⁴⁾
Hossain et al. 2011	Klärschlamm	Pyrolyse	N ₂	700	1,7	528 ⁴⁾
Shinogi 2004	Klärschlamm	Pyrolyse	langsam	250		9800 ³⁾
Shinogi 2004	Klärschlamm	Pyrolyse	langsam	400		1800 ³⁾
Shinogi 2004	Klärschlamm	Pyrolyse	langsam	600		568 ³⁾
Shinogi 2004	Klärschlamm	Pyrolyse	langsam	800		528 ³⁾
Gaji und Koch 2012	Zuckerrübenschnitzel	HTC	Batch-Reaktor, 12 h	190	300	500 ⁶⁾
Gaji und Koch 2012	Biertreber	HTC	Batch-Reaktor, 12 h	190	400	1000 ⁶⁾
Chan et al. 2007	Grünabfälle	Pyrolyse	langsam		<2,0	15 ⁴⁾

¹⁾ löslich; ²⁾ Mehlich-I-Extraktion (0,05 M HCl + 0,0125 M H₂SO₄); ³⁾ H₂O-lösl. + Citrat-Extraktion; ⁴⁾ n. Colwell; ⁵⁾ n. Bray; ⁶⁾ CAL-Methode

Wang et al. (2012) kommen zu dem Ergebnis, dass die in Niedrigtemperatur-Biokohlen aus N-reichen Bioabfällen und Tierfäkalien enthaltenen, hydrolysierbaren organischen N-Verbindungen, wie z.B. Aminosäuren, mit zunehmenden Pyrolysetemperaturen zerstört und in aromatische bzw. heterozyklische Strukturen eingebunden werden. Dieser polyzyklisch gebundene Stickstoff ist zunächst nicht pflanzenverfügbar, da die Biokohle weitgehend stabil gegenüber einem mikrobiellen Abbau ist (Schmidt und Noack 2000, Sombroek et al. 1993). Nach der Einmischung in Böden wurde in einigen Untersuchungen allerdings ein geringer Abbau der Biokohle festgestellt (Baldock and Smernik 2002, Hamer et al. 2004, Hockaday et al. 2006, Cheng et al. 2006; Czimczik und Masiello 2007). Dabei spielen Pilze eine besondere Rolle (Hockaday et al. 2007, Wengel et al. 2006).

Die Phosphorgehalte der Biokohlen steigen mit zunehmender Pyrolysetemperatur von 250 bis 800 °C zunächst an (Shinogi 2004). Gasförmige Verluste treten bei Temperaturen ab 700 bis 800 °C auf (Knoepp et al. 2005). Die Verfügbarkeit des Phosphor ist im Allgemeinen gering und geht mit steigenden Pyrolysetemperaturen zurück (Bridle und Pritchard 2004, Shinogi 2004, Gundale und DeLuca 2006, Hass et al. 2012, Zheng et al. 2013b). Nach Shinogi (2004) betragen die Gehalte an verfügbarem P in Pyrolysekohlen aus phosphorreicher Klärschlamm oder Rinderdung weniger als 10 % der P-Gehalte in den Ausgangsstoffen. Die Pyrolyse von pflanzlichen Ausgangsstoffen kann dazu führen, dass ein hoher Anteil des zuvor organisch gebundenen P in der Biokohle in Form löslicher Salze vorliegt (Gundale und DeLuca 2006, Knicker 2007).

Bei der Pyrolyse gehen auch die Elemente Kalium und Natrium mit dem Abgas verloren. Bis 700 °C betragen die Kaliumverluste 50 bis 70 % der Ausgangswerte (Yu et al. 2005). Betroffen sind vor allem die leicht verfügbaren Anteile aus der organischen Primärschubstanz. Es verbleiben austauschbare und die säurelösliche Fraktionen. Bei höheren Temperaturen erfolgt ein Einbau des Kaliums in Silikatstrukturen. Hierdurch steigen die Gesamtgehalte, wohingegen die verfügbare Anteile weiter abnehmen (Gaskin et al. 2008, Shinogi 2004).

Die Nährelemente Magnesium, Calcium und Mangan gehen bei Temperaturen über 1000 °C mit der Gasphase verloren (De Luca et al. 2009). Bis 700 °C ist ein Anstieg der Ca- und Mg-Gehalte zu verzeichnen (Gaskin et al. 2008, Hossain et al. 2011). Auch die Gehalte weiterer Nährstoffe wie Eisen, Kupfer und Zink nehmen mit steigenden Pyrolysetemperaturen zu (Hossain et al. 2011).

Die Schwefelgehalte der eingesetzten organischen Stoffe nehmen mit Pyrolysetemperaturen bis 500 °C um bis zu 50 % ab (Knudsen et al. 2004, Lang et al. 2005). Dabei geht hauptsächlich der anorganisch gebundene Schwefel verloren und es verbleiben schwer lösliche Sulfide und an die Kohle gebundene oder sorbierte Schwefelverbindungen, die nicht verfügbar bzw. wasserunlöslich sind (Knudsen et al. 2004).

Bei der Hydrothermalen Carbonisierung enthält das Prozesswasser teilweise erhebliche Nährstoffmengen. Die Nährstoffgehalte in den HTC-Kohlen werden deshalb auch durch die Entwässerungstechnologie beeinflusst. Hierfür steht eine breite Palette mechanischer Verfahren und Trocknungstechnologien zur Verfügung. Die Relation von Evaporation und mechanischer Entwässerung bestimmt die Menge der in der HTC-Kohle verbleibenden Nährstoffe (Libra et al. 2011). In den Prozesswässern sind insbesondere die Elemente N, S, K und Mg gelöst. Dagegen verbleiben die Nährstoffe Ca, P, Fe, Cu, Mn und Zn zum überwiegenden Teil in der HTC-Kohle, so dass es zu einer Anreicherung im Vergleich zu den verwendeten Ausgangsstoffen kommt.

Zum Einfluss der Prozessparameter Temperatur, Druck und Dauer der Hydrothermalen Carbonisierung auf die Gehalte und Verfügbarkeiten von Nährstoffen in den HTC-Kohlen liegen bislang keine systematisch auswertbaren Ergebnisse vor. In direktem Vergleich der beiden Herstellungsverfahren Pyrolyse und Hydrothermale Carbonisierung wurden bei Verwendung gleicher Ausgangsstoffe in HTC-Kohlen höhere Gesamt-N- sowie N_{\min} -Gehalte (v.a. NH_4) festgestellt (Bargmann et al. 2013).

Tab. 14 gibt einen Überblick über die aus der Literatur abgeleiteten mittleren Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumgehalte von Biokohlen aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen (Mediane). In der Zusammenstellung wurden nur die Stoffgruppen berücksichtigt, für die eine größere Zahl an Literaturangaben vorliegt. Im Falle der Pyrolyse-Kohlen konnte zwischen Herstellungstemperaturen unter 500 und $\geq 500^\circ C$ unterschieden werden.

Tab. 14: Gesamt-N-, -P- und -K-Gehalte von Biokohlen (zusammengefasst aus Tab. A 2 – A6).

Biokohle (Ausgangsstoff - Herstellung)	N [% TS]	P [% TS]	K [% TS]
Holz - Pyrolyse <500°C	0,1	<0,01	0,1
Holz - Pyrolyse \geq 500°C	0,2	<0,01	0,2
Stroh - Pyrolyse <500°C ¹⁾	0,9	0,15	1,9
Stroh - Pyrolyse \geq 500°C ¹⁾	0,8	0,34	2,5
Bioabfälle - Pyrolyse <500°C	0,9	0,08 (0,54 ²⁾)	0,3 (1,4 ²⁾)
Bioabfälle - Pyrolyse \geq 500°C	0,9	0,09 (0,78 ²⁾)	0,4 (2,5 ²⁾)
Bioabfälle - HTC	1,8	-	-
Tiermist - Pyrolyse <500°C	2,7	2,5	3,2
Tiermist - Pyrolyse \geq 500°C	2,0	3,4	2,9
Klärschlamm - Pyrolyse <500°C	3,3	2,8	0,2
Klärschlamm - Pyrolyse \geq 500°C	1,7	3,5	0,4

¹⁾ Mais, Reis, Raps, Soja, Energiegras

²⁾ nur Küchenabfälle

Die Auflistung von Gesamt-N-, -P- und -K-Gehalten organischer Düngemittel in Tab. 15 ermöglicht einen Vergleich und eine Bewertung des in den Biokohlen enthaltenen Nährstoffpotenzials. Tab. 16 zeigt die für eine Ausbringung von 10 t TS ha⁻¹ Biokohle berechneten Nährstofffrachten.

Es wird deutlich, dass das Nährstoffpotenzial von Pyrolysekohlen aus Holz und die mit diesen verbundenen Nährstofffrachten vernachlässigbar gering sind. Die übrigen Biokohlen sind - auch bezüglich der einzelnen Nährelemente - differenziert zu betrachten. Die mittleren Stickstoffgehalte der Pyrolyse-Kohlen aus Stroh und Bioabfällen bewegen sich in dem Bereich der N-Gehalte von Komposten aus Grüngut, mit 10 t Kohle können annähernd 100 kg N ha⁻¹ ausgebracht werden, die nur zu einem sehr geringen Anteil pflanzenverfügbar sind. Die mittleren N-Gehalte von HTC-Kohlen aus Bioabfällen und Pyrolyse-Kohlen aus Tiermist und Klärschlämmen liegen auf dem höheren Niveau der N-Gehalte von Gründungspflanzen, Festmist sowie

entwässerten Gärprodukten und Klärschlämmen. Mit 10 t Kohle können im Schnitt 170 bis 330 kg Gesamt-N ha⁻¹ ausgebracht werden, die aber ebenfalls nur zu einem sehr geringen Anteil in der N-Bilanz des Anwendungsjahres berücksichtigt werden können.

Tab. 15: Gesamt-N-, -P- und -K-Gehalte organischer Düngemittel.

Organischer Dünger	N [% TS]	P [% TS]	K [% TS]
Stroh (Wintergetreide) ¹⁾	0,5 - 0,6	0,12 - 0,18	0,9 - 1,4
Gründüngung, Rübenblatt ¹⁾	2,7 - 3,3	0,27 - 0,40	2,7 - 4,0
Gründüngung, Zw.fr., Ganzpflanze ²⁾	2,3	0,32	2,5
Gülle (Schwein) ¹⁾	5,0 - 10,0	1,5 - 2,8	2,5 - 5,0
Gülle (Rind) ¹⁾	3,1 - 6,3	0,6 - 1,3	3,8 - 7,5
Festmist (Rind) ¹⁾	1,6 - 2,4	0,5 - 0,7	2,0 - 2,8
Kompost Grüngut ³⁾	0,5 - 1,5	0,13 - 0,31	0,3 - 1,0
Kompost Bioabfall ³⁾	1,0 - 1,8	0,22 - 0,44	0,4 - 1,2
Gärprodukt (fest) ⁴⁾	2,3	0,87	0,8
Gärprodukt (flüssig) ⁴⁾	9,4	1,7	4,8
Klärschlamm (nass) ⁵⁾	5,5	2,0	0,5
Klärschlamm (trocken) ⁵⁾	3,2	2,0	0,3
Klärschlammkompost ⁵⁾	1,0	0,8	0,2

¹⁾ Finck (1992) ²⁾ Fritsch (2007) ³⁾ Gutser und Ebertseder (2002)

⁴⁾ Rogasik und Reinhold (2005) ⁵⁾ MLUR (2000)

Tab. 16: Gesamt-N-, -P- und -K-Zufuhr mit Ausbringung von 10 t ha⁻¹ TM Biokohlen.

Biokohle (Ausgangsstoff - Herstellung)	N [kg ha ⁻¹]	P [kg ha ⁻¹]	K [kg ha ⁻¹]
Holz - Pyrolyse <500°C	10	<1	10
Holz - Pyrolyse ≠500°C	20	<1	20
Stroh - Pyrolyse <500°C ¹⁾	90	15	190
Stroh - Pyrolyse ≠500°C ¹⁾	80	35	250
Bioabfälle - Pyrolyse <500°C	90	10 (55 ²⁾)	30 (140 ²⁾)
Bioabfälle - Pyrolyse ≠500°C	90	10 (80 ²⁾)	40 (250 ²⁾)
Bioabfälle - HTC	180	-	-
Tiermist - Pyrolyse <500°C	270	250	320
Tiermist - Pyrolyse ≠500°C	200	340	290
Klärschlamm - Pyrolyse <500°C	330	280	20
Klärschlamm - Pyrolyse ≠500°C	170	350	40

¹⁾ Mais, Reis, Raps, Soja, Energiegras ²⁾ nur Küchenabfälle

Die Phosphorgehalte von Pyrolysekohlen aus Stroh und Bioabfällen sind im Mittel relativ gering und liegen auf dem Niveau der P-Gehalte von Getreidestroh, Gründüngungspflanzen und Komposten aus Grüngut oder Bioabfällen. Mit 10 t TS Biokohle werden lediglich 10 bis 35 kg Phosphor je ha ausgebracht. Biokohlen aus P-reichen Ausgangsstoffen wie Küchenabfällen weisen auch höhere P-Gehalte und -Frachten auf.

Die P-Gehalte von Pyrolyse-Kohlen aus Tiermist und Klärschlämmen überschreiten im Mittel die Gehalte aller anderen angeführten organischen Düngemittel, also auch der P-reichen Gärreste, Klärschlämme und Güllen. Mit 10 t TS Biokohle können 250 bis 350 kg P ha⁻¹ ausgebracht werden. Davon sind jedoch im Fall von Rinder- und Schweinemist weniger als 5 kg ha⁻¹ und im Fall von Klärschlämmen weniger als 10 kg ha⁻¹ pflanzenverfügbar (Cantrell et al. 2012, Hossain et al. 2011). Lediglich mit Biokohlen aus Geflügelmist können dem Boden nennenswerte Mengen verfügbaren Phosphors zugeführt werden. Nach Gaskin et al. (2008) sind dies bei einer Ausbringung von 10 t TS Biokohle bis zu 55 kg verfügbares P ha⁻¹, nach Chan et al. (2008) bis zu 120 kg P ha⁻¹.

Die Kaliumgehalte der Biokohlen aus Klärschlämmen sind analog der K-Gehalte in den Ausgangsstoffen sehr gering, mit 10 t TS Biokohle werden dem Boden im Mittel nur 20 bis 40 kg K ha⁻¹ zugeführt. Ein Ähnliches Niveau ist im Mittel für die Pyrolyse-Kohlen aus Bioabfällen gegeben. Allerdings können bei K-reichen Bioabfällen wie z.B. Küchenresten auch deutlich höhere Kaliumgehalte und -frachten vorliegen. Wie die Pyrolysekohlen aus Stroh erreichen diese die K-Gehaltsbereiche von Gründüngungspflanzen und Festmist und überschreiten die Gehaltsspannen von Stroh, festen Gärprodukten und Komposten aus Grüngut und Bioabfall. Mit 10 t TS Biokohle aus Stroh oder Küchenabfällen können somit im 140 bis 250 kg K ha⁻¹ ausgebracht werden. Noch etwas höhere K-Gehalte werden für Pyrolysekohlen aus Tiermist angegeben. Die entsprechenden Frachten bei Anwendung von 10 t TS Biokohle betragen 290 bis 320 kg K ha⁻¹. Davon sind im Fall von Hühnermist nach Gaskin et al. (2008) 65 bis 90 % pflanzenverfügbar.

Fazit

Mit Biokohlen können dem Boden die Hauptnährstoffe N, P, K, S, Mg, Ca und eine Reihe weiterer Mikronährstoffe zugeführt werden. Die Nährstoffgehalte der Biokohlen variieren allerdings sehr stark in Abhängigkeit der für die Pyrolyse bzw. hydrothermale Carbonisierung verwendeten Ausgangsstoffe sowie der Herstellungstechnologie und gewählten Prozessparameter. Bei der Pyrolyse hat die Temperatur den größten Einfluss auf die Nährstoffgehalte und -bindungsformen der erzeugten Biokohlen. Steigende Temperaturen führen in der Regel zu vermehrten gasförmigen Verlusten. Gleichzeitig nimmt die Verfügbarkeit der Nährstoffe ab. Bei der hydrothermalen Carbonisierung werden große lösliche Nährstoffanteile mit dem Prozesswasser entzogen.

Die Verfügbarkeit der Nährstoffe ist mit wenigen Ausnahmen sehr gering. Sie nimmt mit steigender Pyrolysetemperatur ab. Das betrifft insbesondere den Stickstoff. Im Hinblick auf einen Einsatz von Pyrolyse- oder HTC-Kohlen in pflanzenbaulich genutzten Böden und Bodensubstraten sind höhere pflanzenverfügbare Nährstoffgehalte und eine Wirkung der Biokohlen als langsam fließende Nährstoffquelle anzustreben. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass Pyrolysetemperaturen von 500 °C nicht überschritten werden sollten, um Biokohlen mit hohen Nährstoffgehalten und guter Nährstoffverfügbarkeit zu erhalten. Insgesamt gesehen fehlt jedoch bislang eine systematische Datenbasis und Auswertung der Einflüsse von Ausgangsstoffen und Herstellungstechnologie auf die Nährstoffgehalte und -verfügbarkeiten von Biokohlen. Für HTC-Kohlen liegen diesbezüglich bislang nur sehr wenige Ergebnisse vor. Kombinationen von Ausgangsstoffen wurden nicht untersucht.

Ein Erkenntnisfortschritt auf diesem Gebiet ist notwendig, um die gezielte Herstellung von Biokohlen für unterschiedliche Anwendungsgebiete, die Festlegung von Qualitätskriterien und -standards z.B. im Hinblick auf eine Gütesicherung sowie Empfehlungen zu Anwendungsmengen und -terminen sowie zu Ergänzungsdüngungen zu ermöglichen.

2.6 Schadstoffe

2.6.1 Einflussfaktoren möglicher Schadstoffbelastungen

Bei der Biokohlerzeugung können Schadstoffe durch die biogenen Ausgangsstoffe eingetragen sowie im Herstellungsprozess neu gebildet bzw. abgebaut aber auch angereichert werden. Die Vorgänge beim Schadstoffeintrag und bei der Schadstoffanreicherung sind vor allem im Rahmen der Bioabfallbehandlung intensiv untersucht und ausgewertet worden. Am Beispiel ausgewählter Ergebnisse eines UBA-Projektes zum Thema „Ursachenforschung und Limitierungsstrategien für zunehmende Kupfergehalte in Bioabfällen“ (Reinhold 2008) sollen einige Zusammenhänge am Beispiel des Verhaltens von Kupfer bei der Bioabfallkompostierung aufgezeigt werden.

Die mittleren Gehalte an Kupfer in kompostierten Bioabfällen konnten auf verschiedene Ursachen zurückgeführt werden (Tab. 17). Die Schwermetalle in den pflanzlichen Ausgangsstoffen haben somit nur einen kleinen Anteil an den Gehalten im Endprodukt. In Biogut aus Haushal-

ten aber auch in Grüngut aus Grün- und Parkanlagen sind häufig partikuläre, oft metallische Kleinteile enthalten (Krauss et al. 1995), die erhebliche Auswirkungen auf die Produktqualität haben. Noch bedeutsamer für die Endproduktqualität kann darüber hinaus die Aufkonzentration durch Prozessverluste werden. Eine möglichst verlustarme Prozessgestaltung ist hier von Vorteil. Die Auswirkungen von Bodenanhängen an den Ausgangsstoffen auf die Kupfergehalte im Endprodukt sind dagegen als sehr gering einzustufen.

Insgesamt konnten auf Basis der umfangreichen Untersuchungen schadstofflimitierende Handlungsempfehlungen für die Abfallverursacher und -behandler abgeleitet werden. Sollten Biokohlen als Bodenverbesserungsmittel in genehmigungspflichtigen Anlagen hergestellt werden, scheinen künftig vergleichbare Untersuchungen und Auswertungen empfehlenswert.

Tab. 17: Auswirkungen von Kupfereinträgen und Prozessverlusten an organischer Substanz auf die mittleren Kupfergehalte von Komposten aus Biogut bzw. Grüngut (nach Reinhold 2008)

Ursache für die Zunahme der Kupfergehalte	Ausgangsstoff	
	Biogut	Grüngut
	Kupfergehalt [mg kg ⁻¹ TS]	
Pflanzliches Inputmaterial	11,7	9,1
Partikuläre Inputeinträge ¹⁾	18,2	9,6
Bodeneinträge ²⁾	3,1	2,7
Aufkonzentration durch Prozessverluste ³⁾	22,9	18,7
	Mittlerer Gehalt im Produkt	
	55,9	40,1

¹⁾ z.B. Messingkleinteile, Goldpapier, Kupferdrahtstücke (bei Ausgangsstoffbeprobung oft nicht erfasst)

²⁾ Bodenanhänge (Biogut bzw. Grüngut) 5 bzw. 12 % der Inputfrischmasse

³⁾ Trockensubstanzverluste 30 – 55 % von Input-TS (Biogut > Grüngut)

Organische Schadstoffe unterliegen bei der Herstellung der Biokohlen spezifischen Veränderungen und sind daher anders zu betrachten (s. Kap. 2.6.3). Einerseits können unter den von der Herstellungstechnologie abhängigen Prozessbedingungen gesundheitsschädliche oder phytotoxische Organika entstehen wie z.B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe oder Dioxinen/Furanen bei der Pyrolyse oder flüchtige Verbindungen bei der hydrothermalen Carbonisierung. Andererseits werden andere potentiell schädliche organische Verbindungen wie polychlorierte Biphenyle und Pharmazeutika sowie pathogene Organismen durch die hohen Prozesstemperaturen zerstört.

2.6.2 Schadstoffe in den Ausgangsstoffen

Als Ausgangsstoffe für eine stoffliche Biomassenutzung dienen nachwachsende Rohstoffe, die aus der Forst-, Land- und Abfallwirtschaft sowie aus der Industrie stammen können (s. Kap. 2.3). In der Regel wird davon ausgegangen, dass die Energiepflanzen aus der Forst- und Landwirtschaft so geringe Schadstoffgehalte aufweisen, dass sich keine Nutzungseinschränkungen ergeben können (DBFZ 2010, FNR 2000).

So ist z.B. bei Holzbriketts oder -pellets aus naturbelassenem Holz der Nachweis für die Verwendung unbelasteter Ausgangsstoffe dadurch zu erbringen, dass Grenzwerte für bestimmte Schwermetallgehalte und andere Stoffe unterschritten werden. Nach DIN-51731 (1996) sind folgende Schadstoffgehalte in der Trockenmasse von naturbelassenem Holz einzuhalten:

- Schwefel (S) < 0,08 %
- Chlor (Cl) < 0,03 %
- Stickstoff (N) < 0,3 %
- Arsen (As) < 0,8 mg kg⁻¹
- Cadmium (Cd) < 0,5 mg kg⁻¹
- Chrom (Cr) < 8 mg kg⁻¹
- Kupfer (Cu) < 5 mg kg⁻¹
- Quecksilber (Hg) < 0,05 mg kg⁻¹
- Blei (Pb) < 10 mg kg⁻¹
- Zink (Zn) < 100 mg kg⁻¹

Als potenziell schadstoffgefährdet werden dagegen Bioabfälle eingeordnet. Daher verlangt die Bioabfallverordnung bei deren Behandlung und landwirtschaftlicher Verwertung ständige Nachweisführungen über die Einhaltung von Schadstoffgrenzwerten in den behandelten Bioabfällen, die bei den zuständigen Behörden vorzulegen sind (BioAbfV 1998). Untersuchungen in den Ausgangsstoffen sind dabei nur für den Fall erforderlich, wenn entsprechende Verdachtsmomente gegeben sind, dass Grenzwertüberschreitungen vorliegen können.

In Vorbereitung der Bioabfallverordnung erfolgten Mitte bis Ende der 1990-er Jahre bundesweit aufwändige F&E-Arbeiten zur Untersuchung und Bewertung von Ausgangsstoffen zur Bioabfallbehandlung. Eine Zusammenfassung dieser Ergebnisse wurde mit dem Vorhaben „Anforderungen an die stoffliche Verwertung von Bioabfällen – Handlungsempfehlungen aus der Sicht des Bodenschutzes“ durch Reinhold (1997) im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg erstellt. Auf dieser Grundlage veröffentlichte das Landesumweltamt Brandenburg „Datenblätter zur stofflichen Verwertung von Bioabfällen“ (LUA 1998), die noch heute als Informationsmaterial in der Abfallwirtschaft genutzt werden.

Die wichtigste Aussage sind Hinweise zur grundsätzlichen Verwertbarkeit von Bioabfallarten, die in der Tab. 18 zusammengefasst sind. Für 30 Bioabfallarten wurden Grundqualitäten (Medianwerte) und deren Vertrauensbereiche abgeleitet und die stoffliche Verwertung auf landwirtschaftlichen Flächen abgestuft bewertet. Mit der Abnahme der Verwertungseignung werden zunehmende Untersuchungshäufigkeiten von Ausgangsstoffen empfohlen.

Tab. 18: Hinweise zur grundsätzlichen Verwertbarkeit (Grundqualität = Median) von Bioabfallarten auf Böden nach BioAbfV (nach LUA 1998)

Verwertbarkeit	Bioabfallarten
sehr gut verwertbar (bis 25 % Grenzwert-ausschöpfung)	Hausmüll (getrennt erfasste Bioabf.) Altpapier Getreideabfälle Ölpflanzenabfälle Genussmittelabfälle Garten- und Parkabfälle (Gehölzschnitt) Garten- und Parkabfälle (Grasmähgut) Garten- und Parkabfälle (Krautschnitt) Garten- und Parkabfälle (Laub) naturbelassenes Holz Altholz (Emballagen) ³⁾ Altholz (Spanplatten) ³⁾ Altholz (gemischt aus Recyclinganlagen) ³⁾ Torfproduktabfälle Tierkörperabfälle ¹⁾ Futtermittelabfälle Futterpflanzenabfälle
gut verwertbar (bis 50 % Grenzwert-ausschöpfung)	Gemüseabfälle Obstabfälle Garten- und Parkabfälle (Laubkehricht, Straßenbegleitgrün)
verwertbar (bis 75 % Grenzwert-ausschöpfung)	Naturbelassene Rinden Blumenerdeabfälle Tierfäkalien (Rind) ²⁾
bedingt verwertbar (bis 100 % Grenzwert-ausschöpfung)	Tierfäkalien (Geflügel) ²⁾
nicht verwertbar (über 100 % Grenzwert-ausschöpfung)	Altholz (Kabeltrommeln) Altholz (Zaun) Altholz (Bauabbriss) Tierfäkalien (Schwein) ²⁾

¹⁾ sofern es das Tierkörperbeseitigungsgesetz zulässt

²⁾ nur außerhalb der Landwirtschaft anfallende Tierfäkalien (z.B. Viehtransport, Schlachthof)

³⁾ sofern naturbelassen

Diese Bewertung gilt auch sinngemäß für die Grenzwerteinhaltung von Schadstoffen nach Düngemittelverordnung (DüMV 2012). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Düngemittelverordnung für die Schwermetalle Kupfer und Zink wegen ihrer Eigenschaften als Spurennährstoffe keine Grenzwerte jedoch Deklarationsschwellen enthält, die auf düngewirksame Gehalte verweisen. Das hat vor allem Auswirkungen auf das zulässige Inverkehrbringen der Fäkalstoffe bzw. Gülle, insbesondere Schweinegülle als Düngemittel aber auch auf Anwendungsempfehlungen. Für Materialien, die aus Bioabfällen bzw. Klärschlämmen hergestellt worden sind gelten hingegen die abfallrechtlichen Cu- und Zn-Grenzwerte der BioAbfV und der AbfKlärV auch für die Düngemittelverordnung.

Einfluss haben die bioabfallrechtlichen Kupfer- und Zinkgrenzwerte somit auch auf die Bewertung der getrennt gesammelten Siedlungsabfälle (Biogut) und von Grün- und Parkabfällen (Grüngut). In dem UBA-Vorhaben „Neubewertung von Kompostqualitäten“ (Reinhold 2004) wurden für diese beiden Schwermetalle die höchsten Ausschöpfungen der BioAbfV-Grenzwerte in Komposten festgestellt (> 50 %), wobei für Kupfer darüber hinaus noch zunehmende Gehalte von 1997 bis 2002 ausgewiesen worden sind. Die aktuelle Datenlage der RAL-Gütesicherung von Bioabfallprodukten zeigt allerdings einen Rückgang aller Schwermetallgehalte, was auf die steigende Qualität der Getrenntsammlung zurückgeführt werden kann.

Da die Herstellung von Biokohle als Bodenverbesserungsmittel aus Bioabfällen auch eine stoffliche Verwertung auf landwirtschaftlichen Flächen ermöglichen soll, können hier die oben genannten Hinweise in gleicher Weise genutzt werden.

In die Gruppe der sehr guten Verwertbarkeit können nach den Ergebnissen von Schadstoffuntersuchungen durch die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (SLfL 2002) alle auf schadstoffarmen Böden angebauten Energiepflanzen eingeordnet werden. Als schadstoffarm gelten vor allem Böden, die die Vorsorgewerte nach Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) einhalten. Die auf diesen Böden aufwachsenden Biomassen weisen in der Regel sehr geringe Schadstoffgehalte auf.

Der Anbau von Energiepflanzen wird jedoch auch für schadstoffbelastete Böden empfohlen. Auf den Einfluss solcher Böden auf erhöhte Schadstoffgehalte in den dort angebauten Pflanzen haben verschiedene Autoren verwiesen (Domeyer 2005, Dorn 1999, Haensler 2003, LUA 2003, Manz et al. 1995, Metz et al. 2001). Dabei können Schwermetallgehalte in den Pflanzen auftreten, die deren Nutzung als Ausgangsstoff zur Herstellung von organischen Düngemitteln, Kultursubstraten oder Bodenhilfsstoffen ausschließen (Beispiel für China-Schilf siehe Tab. 19). Das gilt dann auch für die Nutzung von Biomasse zur Herstellung von Biokohle, sofern diese in der Düngemittelverordnung künftig in breiterem Maße als Ausgangsstoff zugelassen werden sollte.

Der Anbau von Biomassepflanzen auf schadstoffbelasteten Standorten verlangt demnach für die Einordnung der zu empfehlenden Biomassenutzung eine angemessene Qualitätssicherung, die schon bei den Ausgangsstoffen beginnen sollte. Das gilt in besonderem Maße für die Bereitstellung von Ausgangsstoffen zur Herstellung von Produkten nach Düngemittelverordnung (Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Kultursubstrate).

Tab. 19: Schwermetallgehalte von China-Schilf (*Miscanthus. sp.*) auf unterschiedlich stark belasteten Standorten (nach Morishita und Boratynski 1992)

Standortbelastung mit Schwermetallen	untersuchte Pflanzenteile	Schwermetallgehalt [mg kg ⁻¹ TS]		
		Blei	Cadmium	Zink
unbelastet	Blatt	1,0	0,63	9,0
	Wurzel	1,8	1,93	21,5
stark belastet	Blatt	35,0	1,75	160
	Wurzel	575	14,8	326
Deklarations- / Grenzwert nach DüMV		100 / 150	1,0 / 1,5	1000 / -

Die Wirtschaftsdünger, Gärprodukte und Klärschlämme sind weitere Materialgruppen, die für die Herstellung von Biokohlen genutzt werden können. Für diese Materialgruppen liegen umfangreiche Schadstoffbetrachtungen, insbesondere in Relation zu den Grenzwerten der Düngemittelverordnung vor. Anhand ausgewählter Beispiele sollen dazu die Tab. 20 und Tab. 21 eine Übersicht zu auftretenden Schwermetallgehalten geben.

Vor allem Schweinegülle und schweinegüllehaltige Gärprodukte sowie viele Klärschlämme weisen relativ hohe Kupfer und Zinkgehalte auf, die oft die Deklarationsschwellen überschreiten. Wegen der Einstufung von Kupfer und Zink als Mikronährstoff haben diese hohen Werte keine Ausschlusswirkung für die Anwendung der Wirtschaftsdünger und Gärprodukte als Düngemittel. Klärschlämme dürfen bei Einhaltung der Grenzwerte der Klärschlammverordnung ebenfalls eingesetzt werden (s. Tab. 21). Es ist jedoch darauf zu verweisen, dass für solche kupfer- und zinkreichen Düngemittel ein Kupfer- bzw. Zinkbedarf der Anwendungsflächen vorausgesetzt wird. Das kann zu Aufwandsbegrenzungen nach guter fachlicher Düngungspraxis führen.

Bei den Wirtschaftsdüngern und Gärprodukten werden die Grenzwerte der Düngemittelverordnung für weitere Schwermetalle im Allgemeinen durchgängig eingehalten, wie die veröffentlichten Schwermetallgehalte dieser Stoffgruppen zeigen (Tab. 20). Die Nutzung dieser Materialien zur Biokohleherstellung als Bestandteil von Düngemitteln, Kultursubstraten und Bodenhilfsstoffen wird also seitens ihrer Schadstoffbelastung nicht ausgeschlossen.

Für die Klärschlämme ergibt sich dagegen ein anderes Bild. Vor allem bei Quecksilber und Cadmium können immer wieder Gehalte auftreten, die die Grenzwerte der Düngemittelverordnung überschreiten. Dabei werden regionale Unterschiede erkennbar, die wahrscheinlich im Zusammenhang mit Ballungsräumen stehen. Ländliche Räume sind hier anscheinend weniger hoch belastet. Da ab 2015 die deutlich höheren Grenzwerte der Klärschlammverordnung für die Inverkehrbringung nach Düngemittelverordnung nicht mehr gelten werden, ist eine gezielte Auswahl von geeigneten Klärschlammherkünften, einschließlich einer Qualitätsüberwachung der einzelnen Chargen zu gewährleisten, um eine Nutzung von Klärschlämmen zur Biokohleherstellung als Ausgangsstoff für Düngemittel überhaupt zu ermöglichen.

Tab. 20: Mittelwerte von Schwermetallgehalten in Wirtschaftsdüngern und Gärprodukten

Quelle	Material	Pb	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn	Hg	Tl
[mg kg ⁻¹ TS]									
Wirtschaftsdünger									
DBFZ (2010)	Rindergülle	3,2	0,3	5,3	6,1	37	161	-	-
	Schweinegülle	4,8	0,5	6,9	8,1	184	647	-	-
Schaaf (2009)	Rindergülle	2,6	0,27	3,7	4,5	29	101	0,02	-
	Schweinegülle	3,1	0,32	5,1	7,9	174	670	0,02	-
LfU (2007)	Rindermist	7	0,4	20	10	39	213	-	-
	Schweinemist	-	0,4	11	13	740	1200	-	-
	Hühnermist	11	1,6	27	38	992	1756	0,2	-
Lfl (2006) Gülle	Mastschwein	7	0,8	23	29	753	2510	0,06	-
	Zuchtschwein	10	0,9	26	26	1105	2875	0,06	-
	Gemischtbetrieb	9	0,8	27	29	845	2542	0,05	-
Kördel et al. (2007) konventionelle Landw.	Rindergülle	4,7	0,28	4,8	5,4	54	225	0,04	0,08
	Schweinegülle	4,5	0,29	6,7	9,8	225	864	0,03	0,05
	Rindermist	5,8	0,24	9,7	7,4	34	144	0,08	-
	Schweinemist	1,9	0,36	12,3	5,2	213	491	0,07	-
	Hühnermist	7,2	0,86	6,1	7,7	68	419	0,04	-
Gärprodukte									
Roschke (2010)	Gärprodukte mit Bioabfall	17,3	0,42	23,7	19,2	341	676	0,30	-
LTZ (2008)	Gärprodukte	2,9	0,26	9,0	7,5	69	316	0,03	-
LfU (2007)	Gärprodukt (Rinderhaltung)	6,7	0,56	7,6	8,1	72	282	-	-
	Gärprodukt Schweinehaltung	6,7	1,12	10,9	10,9	109	438	-	-
	Gärprodukt mit Bioabfall	4,8	0,20	11,9	11,1	91	422	-	-
BGK (2013)	Gärprodukt, fest aus Bioabfall	23,7	0,40	20,8	20,8	36	177	0,08	-
	Gärprodukt, flüssig aus Bioabfall	10,9	0,40	18,9	14,8	79	336	0,10	-
	Gärprodukt, fest aus NawaRo	2,7	0,20	4,5	3,6	51	193	0,05	-
	Gärprodukt, flüssig aus NawaRo	4,0	0,38	7,6	8,0	101	397	0,07	-
Deklarations-/Grenzwert nach		100/ 150	1,0/ 1,5	300/100*	40/ 80	500/ -	1000/ -	0,5/ 1,0	0,5/ 1,0

Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle in Böden

DüMV; * nach BioAbfV								
----------------------	--	--	--	--	--	--	--	--

Tab. 21: Mittelwerte von Schwermetallgehalten in Klärschlämmen

Quelle	Material	Pb	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn	Hg	Tl
[mg kg ⁻¹ TS]									
Nassschlamm									
Kördel et al. (2007)	< 120 kg CaO Mg ⁻¹ TM	56	1,6	32	21	273	796	1,2	0,11
	kalkstabilisiert	37	1,1	45	20	150	471	0,68	0,16
	bis 10% TM	71	1,7	38	29	263	916	0,91	-
	unbehandelt	75	1,6	47	30	328	917	2,1	0,34
	Fäkalschlamm	50	1,3	28	16	310	917	0,87	-
Barjenbruch (2008)	Klärschlamm 2006	37	1,0	37	25	300	714	0,6	-
Wiechmann et al. (2012)	Klärschlamm	70-100	1,5-4,5	-	30-35	300-350	100-300	0,3-2,5	0,2-0,5
Wiesler (2009)	Klärschlamm	48	1,3	36	31	270	894	0,4	-
Entwässerte und kompostierte Schlämme									
Kördel et al. (2007)	über 10% TS	60	1,5	43	30	328	1079	0,99	-
	Klärschlamm-kompost	67	1,06	44	27	178	621	0,43	-
LVLf (2010)	Brandenburg	22	0,96	28	22	201	671	0,43	-
	Niedersachsen	27	0,61	28	21	290	524	0,47	-
	Nordrhein-Westfalen	78	1,35	44	38	602	743	0,65	-
	Hessen	65	1,33	61	37	269	1114	1,35	-
LUBW (2010)	Klärschlamm	47	0,9	46	28	412	1174	0,4	-
NMUEK (2010)	Klärschlamm	26	0,85	25	22	218	618	0,43	-
Fehrenbach (2006)	Klärschlamm NRW	92	1,68	67	40	319	1023	0,84	-
Deklarations-/Grenzwert nach DüMV		100/ 150	1,0/ 1,5	300/900*	40/ 80	500/ -	1000/ -	0,5/ 1,0	0,5/ 1,0

* - nach AbfKlärV

Neben den Schwermetallen kommt bei den Klärschlämmen den organischen Schadstoffen eine große Bedeutung zu. Hier können neben den PCB, PFT und Dioxinen verschiedenste andere organische Verbindungen auftreten, vor allem aus pharmazeutischen und kosmetischen Quellen. Untersuchungen und Bewertungen zu diesen Stoffgruppen liegen von Bahr et al. (2007), DWA (2008) sowie Fragmann und Barkowski (2006) vor. Die Vielzahl der organischen Schadstoffe und deren ständige Erweiterung (entsprechend der Entwicklung pharmazeutischer und kosmetischer Stoffe) werden derzeit immer wieder als ein wesentlicher Grund für den Vorrang der thermischen Entsorgung von Klärschlämmen genannt.

Für die Herstellung von Biokohlen aus Klärschlämmen ist vor allem zu klären, welche Einflüsse das Herstellungsverfahren auf die organischen Schadstoffe nimmt. Dazu sind künftig Untersuchungen zum thermischen Ab-, Um- und Aufbau solcher organischer Verbindungen während des Herstellungsprozesses von Biokohlen angeraten.

2.6.3 Schadstoffe in Biokohlen zur Anwendung im Boden

Derzeit gibt es erst wenige Artikel, in denen über Gehalte und Freisetzung von Schadstoffen in Biokohlen berichtet wird (Tab. 22). Hingegen liegen zahlreiche Arbeiten zur Immobilisierung von Schadstoffen im Boden durch Biokohle vor. Diesbezügliche Ergebnisse sind in Kap. 2.8.4 zusammengefasst.

Von besonderer Bedeutung ist die Betrachtung von Schwermetallen, die sich in aller Regel während des Carbonisierungsprozesses in der Biokohle anreichern. In einer aktuellen Arbeit von Freddo et al. (2012) wurden 9 Pyrolysekohlen mit unterschiedlichen Kombinationen von Ausgangsmaterial und Herstellungstemperatur auf Schwermetalle (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn und As) untersucht. Es stellte sich heraus, dass lediglich der Zinkgehalt von einem Teil der untersuchten Biokohlen die in der Literatur aufgeführten Boden-Hintergrundwerte überschritten hatte. Ein direkter Versuch ließ die Autoren aber schließen, dass es sehr unwahrscheinlich ist, dass die untersuchten Biokohlen im Boden eine signifikante Veränderung der Schwermetallgehalte hervorrufen. Die Schwermetallgehalte der von Freddo et al. (2012) untersuchten Biokohlen lagen alle unter den EU-Klärwasserschlammgrenzwerten und EU-Kompostgrenzwertempfehlungen. Die Werte liegen auch unter den Schadstoffgrenzwerten der Richtlinien für das Europäische Biokohlezertifikat und der deutschen Düngemittelverordnung (Tab. 22). Auch die von Singh et al. (2010a) in 11 Pyrolysekohlen ermittelten Schwermetallgehalte (Cd, Cu, Pb, Zn und As) zeigen keine Grenzwertüberschreitungen mit Ausnahme von Zink für Biokohle aus Geflügelmist und Eukalyptusholz sowie von Kupfer für Papierschlamm-Biokohle (Tab. 22).

Bei den organischen Schadstoffen spielt die prozessbedingte Konzentrierung in der Biokohle eine untergeordnete Rolle, da es in vielen Fällen zur thermischen Zersetzung der Organika kommt. So berichten Bridle et al. (1990) über die Zerstörung von mehr als 75 % der polychlorierten Biphenyle und mehr als 85 % der Hexachlorobenzene durch die langsame Pyrolyse von Klärschlamm bei einer Temperatur von 450 °C. Auch Lutz et al. (2000) sowie Sütterlin et al. (2007) stellten eine Reduzierung organischer Schadstoffe durch die Pyrolyse von Klärschlämmen fest. Aufgrund der gegebenen Prozesstemperaturen ist zudem sowohl bei der hydrothermalen Carbonisierung als auch der Pyrolyse der verwendeten Biomassen von einer Zerstörung enthaltener Pathogene, d.h. einer Hygienisierung der Ausgangsstoffe, und einer thermischen

Zersetzung einer Vielzahl weiterer organischer Verbindungen wie z.B. Pharmazeutika auszu-
gehen.

Tab. 22: Vergleich von Schadstoffgrenzwerten gemäß der Richtlinien für das Europäische Biokohlezertifikat für Basis- und Premiumqualität (Schmidt et al. 2012) und gemäß der Düngemittelverordnung (DüMV) sowie Schadstoffkonzentrationen in Biokohlen aus verschiedenen Studien

Schadstoff	Pb	Cd	Cu	Ni	Hg	Zn	Cr	PAK ($\Sigma 6$)	PCB	Dioxine/ Furane [ng I-TEQ kg ⁻¹ OMS]
	[g Mg ⁻¹ TM]							[g Mg ⁻¹ TM]		
Grenzwert Basisqualität	150	1,5	100	50	1	400	90	12	0,2	20
Grenzwert Premiumqualität	120	1	100	30	1	400	80	4		
Grenzwert DüMV	150	1,5	500 ¹⁾	80	1	1000 ¹⁾	300 ¹⁾	10 ²⁾		30
Downie et al. (2012)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,4-4,2
Fabbri et al. (2012a)	-	-	-	-	-	-	-	4,3	-	-
Freddo et al. (2012)	0,06-3,87	0,02-0,94	0,04-13,2	0,1-1,37	-	0,94-207	0,12-6,48	0,08-8,7	-	-
Gomez-Eyles et al. (2011)	<0,71	<0,30	<0,24	0,34	-	4,0	-	1,21	-	-
Granatstein und Kruger (2009)	-	-	-	-	-	-	-	0,5-4,3 ³⁾	-	0,51
Hale et al. (2012)	-	-	-	-	-	-	-	0,07-3,27 ^{lp} 0,3-45 ^{sp}	-	<1,2
Hilber et al. (2012b)	-	-	-	-	-	-	-	9-355	-	-
Keiluweit et al. (2012)	-	-	-	-	-	-	-	0,05-30	-	-
Quilliam et al. (2012)								10-65		
Singh et al. (2010a)	-	-	13-154	4-26		117-1661	-	-	-	-

¹⁾ Kennzeichnungswert

²⁾ Grenzwert aus BBodSchG, da in DüMV nicht genannt; bei Boden mit einem Humusgehalt $\leq 8\%$ beträgt der Grenzwert 3 g Mg⁻¹ TM

³⁾ Entspricht Konzentration von Phenathren, da alle anderen PAK unter der Nachweisgrenze lagen

lp – langsame Pyrolyse

sp – schnelle Pyrolyse

Es können allerdings Stoffe wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) oder Dioxine mit hohem toxischem Potenzial entstehen. Eine Literaturzusammenstellung von Hale et al. (2012) zeigt, dass die Konzentrationen von PAK am höchsten in Pyrolysekohlen waren, die unter nicht kontrollierten Bedingungen (z.B. traditionelle Brennöfen) hergestellt wurden. Freddo et al. (2012) haben für 9 Pyrolysekohlen Konzentrationen von 0,08-8,7 mg kg⁻¹ PAK (Summe von 16 Stoffen gemäß der US Environmental Protection Agency; US-EPA PAK) gefunden. Diese entsprachen den Boden-Hintergrundwerten. Den Autoren zu Folge lagen die maximalen US-EPA PAK-Summen der Biokohlen über, der Median aber unter dem EU-Klärwasserschlammgrenzwert von 6 mg kg⁻¹ für die Summe von 11 PAKs. Auch andere Studien haben US-EPA PAK-Summen in verschiedenen Biokohlen bestimmt, die nur z.T. unter den Schadstoffgrenzwerten der Richtlinien für das Europäische Biokohlezertifikat und des Bundesbodenschutzgesetzes lagen (Tab. 22). Hale et al. (2012) berichten weiter, dass vor allem langsam pyrolysierte Biokohlen geringe PAK-Gehalte aufweisen, dass der Prozess aber noch nicht vollständig verstanden ist. Die Autoren haben die höchsten PAK-Gehalte bei Biokohlen mit Pyrolysetemperaturen zwischen 350 und 550 °C gefunden, weisen aber darauf hin, dass andere Studien mit diesem Ergebnis nicht übereinstimmen (vgl. Libra et al. 2011).

Entsprechend den Ergebnissen verschiedener Studien (Hale et al. 2012, Hilber et al. 2012b, Schimmelpfennig und Glaser 2012) waren von den 16 relevanten PAK die Naphthalene in fast allen Biokohlen am höchsten konzentriert. Aber gerade Naphthalene sind nicht mit allen bekannten Methoden gleich gut extrahierbar, so dass derzeit weitere Methoden entwickelt und mit bestehenden verglichen werden (Fabbri et al. 2012a).

Dioxingehalte von drei verschiedenen Biokohlen (pyrolysierte Reststoffe aus der Papierherstellung, Grünschnitt, Geflügelmist) in der Studie von Downie et al. (2012) und von 14 Pyrolysekohlen in der Studie von Hale et al. (2012) lagen alle unter dem in Deutschland gültigem Grenzwert von 5 pg TEQ g⁻¹ für Nebenbestandteile von Düngemitteln. Das gleiche gilt für 6 andere Biokohlen (Holzpellets, Gras, Faseraufschlüsse bei 500 °C pyrolysiert), deren Dioxingehalte unter der Nachweisgrenze lagen (Granatstein und Kruger 2009).

Dem Gehalt von toxischen Stoffen in Biokohlen sollte das Freisetzungspotenzial gegenüber gestellt werden (Hale et al. 2012). Zur Bestimmung der Bioverfügbarkeit der PAK haben Freddo et al. (2012) für die Biokohle mit dem höchsten PAK-Gehalt ein Extraktionsverfahren angewandt, das die Desorption von PAK in wässriger Lösung widerspiegeln soll. Das angewandte Verfahren hat nicht zur Desorption von PAK oberhalb der Nachweisgrenze geführt. Die bioverfügbaren PAK und Dioxine lagen in den von Hale et al. (2012) untersuchten Biokohlen jeweils weit unter den Gesamtgehalten.

Die Übersicht zeigt, dass bisher keine erhöhten Schwermetall- und Dioxingehalte in Biokohlen gefunden wurden, aber in den zitierten Studien die US-EPA PAK-Summen einiger Biokohlen über den Grenzwerten der Richtlinien für das Europäische Biokohlezertifikat (Schmidt et al. 2012) und dem EU-Klärwasserschlammgrenzwert für 11 PAK liegen. Die Prozesse und Bedingungen zur Herstellung von Biokohlen mit geringen PAK-Summen sind noch nicht vollständig verstanden bzw. bekannt. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass es technisch möglich ist, Biokohle zur Einbringung in den Boden herzustellen, die den gesetzlichen Regelungen hinsichtlich der Schadstoffgehalte von Düngemitteln oder Klärschlamm entspricht (Granatstein und Kruger 2009).

In einigen Keimungs- und Wachstumstests führte die Anwendung von HTC-Kohlen zu einer Beeinträchtigung der Keimung und des Wachstums der Testpflanzen (Bargmann et al. 2013, Busch et al. 2012, Busch et al. 2013, George et al. 2012, Rillig et al. 2010). Jandl et al. (2012) führen dies auf die Ausgasung leicht flüchtiger organischer Verbindungen wie Äthylen zurück, die eine phytotoxische Wirkung haben können. Festgestellt wurden u.a. auch flüchtige Benzofurane und Phenole in kritischen Konzentrationen (Becker et al. 2013, Spokas et al. 2011) (s.a. Kap. 2.4.1). Untersuchungen von Deenik et al. (2010) ergaben, dass sich auch Pyrolysekohlen mit hohen Gehalten leicht flüchtiger Verbindungen wie z.B. Phenolen wachstumshemmend auf Kulturpflanzen auswirken können. Busch et al. (2013) stellten eine genotoxische Wirkung produktionsfrischer HTC-Kohlen fest und vermuten als Ursache 5-Hydroxymethylfufural (HMF).

Die Schadwirkungen traten bei Zugabe relativ hoher Kohlemengen auf und waren bei geringeren Anwendungsmengen nicht festzustellen. So traten Schädigungen an *Taraxacum*-Pflanzen erst bei Zugaben von mindestens 10 Vol.-% Biokohle auf (Rillig et al. 2010). Auch Bargmann et al. (2013) sowie Busch et al. (2012) ermittelten deutliche toxische Effekte bei einer Zumischung von 10 Vol.-% HTC-Kohle. Erste Beeinträchtigungen der Pflanzenkeimung zeigten sich in den Versuchen von Bargmann et al. (2013) und Busch et al. (2013) ab einer Konzentration von 2,0 bis 2,5 Vol.-%. Eine Konzentration von 2 Vol.-% entspricht dabei in den Versuchen von Bargmann et al. (2013) beispielsweise einer Ausbringung von 30 t Biokohle ha⁻¹.

Eine eindeutige Zuordnung der Wachstumsdepressionen auf eine Schadwirkung der HTC-Kohlen wird durch kurzfristige Wirkungen der HTC-Anwendung auf den N-Haushalt erschwert. So war in einigen Versuchen eine N-Immobilisation nach HTC-Zugabe und damit eine Verschlechterung der N-Versorgung der Pflanzen im Vergleich zu den Kontrollvarianten festzustellen (u.a. Bargmann et al. 2014a, Bargmann et al. 2014b, Gaji ²⁰¹³ und Koch 2012) (s. Kap. 2.4.3). Zudem können hohe Salzgehalte aschereicher Kohlen bei hohen Anwendungsmengen die Pflanzenkeimung beeinträchtigen (Chan et al. 2008, Rondon et al. 2007).

Durch Ausgasung, Auswaschung, Festlegung und/oder biologischen Abbau gehen die festgestellten pflanzenschädigenden Wirkungen zurück (Bargmann et al. 2013, Bargmann et al. 2014c, Busch et al. 2012, Busch et al. 2013). Eine Lagerung der Kohlen oder ihre Kompostierung mit frischer Biomasse vor der Anwendung in Böden werden als Möglichkeiten zur Vermeidung derartiger Effekte angegeben. Bargmann et al. (2014c) empfehlen, HTC-Kohlen mindestens 4 Wochen vor der Aussaat landwirtschaftlicher Kulturen in den Boden einzuarbeiten.

Fazit

In den Ausgangsstoffen zur Erzeugung von Biokohlen liegen mitunter anorganische und organische Schadstoffe vor, die durch die Prozesse der Biokohlerzeugung angereichert, aber auch abgereichert werden können. Als sehr gut verwertbar und schadstoffarm können die auf schadstoffarmen Böden angebauten Biomassen gelten. Hingegen begrenzen erhöhte Schadstoffgehalte, insbesondere Schwermetalle, die Nutzung von Biomassen, die auf kontaminierten Standorten aufgewachsen sind. Als potenziell schadstoffgefährdet müssen auch Bioabfälle angesehen werden. Bei Verwendung von Bioabfällen sind daher in Anlehnung an die Bioabfallverordnung entsprechende Nachweise zur Einhaltung von Schadstoffgrenzwerten sinnvoll. Die weiteren potentiellen Ausgangsstoffe Wirtschaftsdünger und Gärprodukte weisen mitunter erhöhte Schwermetallgehalte auf, Klärschlämme zusätzlich auch organische Schadstoffe, Reste von Pharmazeutika und Kosmetika.

Bei der Herstellung von Biokohlen sind die Schwermetalle grundsätzlich anders zu bewerten als die organischen Schadstoffe, da die ersteren im Rahmen des Carbonisierungsprozesses eher angereichert, die letzteren hingegen vorwiegend abgereichert werden. Vorliegende Untersuchungen legen aber nahe, dass auch bei den Schwermetallen geringe, unbedenkliche Konzentrationen in Biokohlen gewährleistet werden können. Bei den organischen Schadstoffen ist zu beachten, dass es prozessbedingt zu einer Reduzierung, allerdings auch zu einer Bildung solcher Verbindungen (z.B. PAK, Dioxine bei der Pyrolyse, leicht flüchtige Verbindungen insbesondere bei der hydrothermalen Carbonisierung) kommen kann.

Insgesamt betrachtet bestehen noch Kenntnislücken bezüglich der Zerstörung und der Entstehung toxischer, insbesondere organischer Substanzen in Biokohlen in Abhängigkeit der Herstellungsprozesse und -bedingungen. Auch die Bewertung ihrer Umweltwirkungen und die Auswahl geeigneter Prüfverfahren einschließlich biologischer Toxizitätstests erfordern weitere Forschungsarbeiten.

2.7 Nutzungsmöglichkeiten der Produkte

Für die bei der Kohleherstellung aus Biomassen durch Pyrolyse und hydrothermale Carbonisierung entstehenden festen, flüssigen und gasförmigen Stoffe wird eine Vielzahl von Nutzungsmöglichkeiten angeführt.

Neben der rein stofflichen Verwertung der Produkte ist die energetische Ausbeute für die Ökobilanzierung und die Bewertung der Wirtschaftlichkeit der Herstellungstechnologien und übergeordneten Stoff-/Energiestromkonzepte von Bedeutung (vgl. Kap. 2.2.3 und Kap. 2.12). So können die bei der Pyrolyse entstehenden Gase und Öle energetisch genutzt werden. Einen Überblick über die Herstellung und Verwendung von Pyrolyseölen geben u.a. Mohan et al. (2006) sowie Winsley (2007). Auch die bei der hydrothermalen Carbonisierung entstehenden Flüssigkeiten mit hohen Anteilen organischer Verbindungen sind für eine energetische Nutzung durch anaerobe Vergärung und die Erzeugung brennbarer Gase geeignet (Blöhse 2012, Wirth et al. 2012). Die aus den gasförmigen und flüssigen Produkten erzeugte Energie wie auch die Abwärme lassen sich einerseits für den Produktionsprozess selbst sowie auch für die Vorbehandlung der Biomassen oder die Nachbehandlung der Produkte (z.B. Trocknung) einsetzen (Blöhse et al. 2012, Gaunt und Lehmann 2008, Roberts et al. 2010). Die (Weiter-)Entwicklung hierzu geeigneter Technologien ist eine wichtige Aufgabe aktueller und künftiger Forschungs- und Entwicklungsarbeiten (Blöhse et al. 2012, Libra et al. 2011).

Selbstverständlich können auch die erzeugten Biokohlen selbst als Energieträger eingesetzt werden und damit fossile Kohlenstoffverbindungen ersetzen. Quicker und Schulten (2013) geben einen Überblick zu den diesbezüglichen technischen Anwendungsoptionen für die aus Biomassen durch Pyrolyse, Torrefikation und hydrothermale Carbonisierung hergestellten Kohlen. Angeführt werden die Stromerzeugung beispielsweise durch Mitverbrennung in konventionellen Kohlekraftwerken, die Verwendung in metallurgischen Prozessen oder der Einsatz in der Zement- und Kalkindustrie. In der Eisen- und Stahlerzeugung können Biokohlen als Energie- oder Reduktionsmittel sowohl im Hochofen-Oxygen-Verfahren (Babich et al. 2011, Mathiesen et al. 2011) als auch im Elektrostahlverfahren (Demus et al. 2012, Yunos et al. 2012) verwendet werden. In Form von Blaskohle oder Briquets ist auch die Anwendung in der Gusseisenherstellung und der Blei- und Kupfererzeugung möglich (Quicker et al. 2011). Nach Quicker und Schulten (2013) werden in den metallurgischen Prozesse teilweise höchste Ansprüche an die Qualität der Biokohlen gestellt. Diese Anforderungen werden nach dem derzeitigen Kenntnisstand am besten durch die Pyrolyseverfahren bewältigt. Der Einsatz von HTC-Kohlen in diesem Bereich erscheint den Autoren derzeit noch fraglich. In der Zement- und Kalkindustrie können Biokohlen als Pulver, Granulat oder Stückgut im Brennprozess verwendet werden, auch HTC-Kohlen sind prinzipiell geeignet (Hartmann 2012).

Als weitere industrielle Produktionsprozesse, in denen die stoffliche Verwertung von Biokohlen als Reduktionsmittel und damit als Substitut für fossile Kohlenstoffträger möglich ist, werden die Siliziumherstellung (Myrvagnes und Lindstadt 2007) und die Herstellung von Ferrolegierungen (Schulten 2012) angeführt.

In diesen und den im vorherigen Absatz genannten industriellen Prozessen werden jedoch sehr große Mengen von Kohlenstoffträgern benötigt, die gegenwärtig durch die Produktionskapazitäten zur Biokohleherstellung bei weitem nicht gedeckt werden können. Vor einer großtechnischen Umsetzung sind zudem neben technologischen auch offene Fragen zur Effizienz und

Wirtschaftlichkeit zu klären (Quicker und Schulten 2013; s.a. Kap. 2.12). Eine umfangreiche Bereitstellung von Biomassen aus der Primärproduktion der Land- und Forstwirtschaft wird nicht möglich sein, da der Flächenbedarf zu Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln sowie nachwachsenden Rohstoffen für andere Zwecke aller Voraussicht nach weiter zunehmen wird. Für eine großtechnische Verwertung in industriellen Prozessen könnten vorrangig Biokohlen aus schadstoffbelasteten Bioabfällen eine sinnvolle Option darstellen, sofern die technologischen Anforderungen der Industrie an die Kohlequalität dies erlauben. Dem entgegen steht allerdings der Verlust an Pflanzennährstoffen wie z.B. Phosphorverluste bei der Verwendung von Klärschlämmen. Schadstoffarme Biomassen werden bereits in großem Umfang in den Kohlenstoff- und Nährstoffkreislauf der Landnutzung zurückgeführt (s. Kap. 2.11). Ihre Umleitung in die geschilderten Industrieanwendungen würde diesen Verwertungsweg erheblich beeinträchtigen oder gänzlich die Grundlage entziehen. Die im Folgenden angeführten Wege einer stofflichen Verwertung von Biokohlen aus diesen Biomassen bieten gegenüber der geschilderten energetischen sowie großtechnischen industriellen Verwendung mit wenigen Ausnahmen auch den Vorteil, dass es zu einer längerfristigen C-Sequestrierung kommt.

Besondere Bedeutung wird der Verwendung der Biokohlen zur Bodenverbesserung, als Bodenhilfsstoff oder Düngemittel (Lehmann und Joseph 2009, Sohi et al. 2010, Spokas et al. 2012a), „Carbondünger“ oder „Trägermittel für Nährstoffe“ (Schmidt 2011) beigemessen. Dieser Anwendungsbereich bildet den Schwerpunkt der Betrachtungen in der vorliegenden Studie. Das Ziel der Verbesserung der Bodenfunktionen, insbesondere der Ertragsfähigkeit der Böden wird von vielen Autoren als wesentlicher Bestandteil der Definition des Biokohlebegriffs benutzt (vgl. Kap. 2.1). Gleichzeitig wird eine lang andauernde C-Sequestrierung in den Böden angestrebt. Anwendungsbereiche sind die Landwirtschaft, der Obst- und Gartenbau sowie die Rekultivierung oder Herstellung von Böden. Über den Stand der Erkenntnisse zur Wirkung von Biokohlen auf Böden und das Pflanzenwachstum informiert ausführlich das Kap. 2.8.

Terra Preta ähnliche Erden, Anzucht- und Kultursubstrate mit Zusatz von Biokohlen werden als weiteres Anwendungsgebiet genannt (Schmidt 2011). Nach Reinhold und Kehres (2010) ist der Einsatz von Holzkohle als Bestandteil von Pflanzerden im Gartenbau seit langem bekannt: „Die Vorteile des Einsatzes beziehen sich im Wesentlichen auf Substratlockerung (aufgrund der Grobkörnigkeit), auf Wasser- und Nährstoffspeicherung bzw. Nachlieferung von Nährstoffen und auf die Bindung leichtlöslicher organischer Verbindungen (z.B. Exsudate von Wurzeln und Kleinstlebewesen), die bei empfindlichen Pflanzen (z.B. Orchideen und andere Epiphyten, Aronstabgewächsen, junge Kakteen) zu Wurzelschädigungen führen könnten.“ Phytosanitäre Wirkungen von Biokohlegaben zu Kultursubstraten stellten auch Elad et al. (2010), Elmer und Pignatello (2011), Graber et al. (2010), Harel et al. (2012) sowie Zwart und Kim (2012) fest. Biokohle kann so auch einen potenziell besonders hochwertigen Beitrag zur Torfsubstitution und damit zum Klima- und Naturschutz leisten, wie auch die Ergebnisse von Dumroese et al. (2011) sowie Kammann et al. (2010b) zeigen. Zur Klärung substrattypischer Anforderungen und spezieller Aufbereitungsverfahren sind nach Reinhold und Kehres (2010) jedoch insbesondere bezüglich der HTC-Biokohlen noch erhebliche Entwicklungsleistungen erforderlich.

Biokohlen werden auch als Hilfsstoff für die Kompostierung empfohlen (Fischer und Glaser 2012, Schmidt 2011). Glaser und Kammann (2013) führen als positive Wirkungen der Biokohle die Auflockerung und Belüftung insbesondere nasser Materialien bei der Kompostierung (Dias et al 2010, Steiner et al. 2010, Steiner et al. 2011, Wang et al. 2013), die starke Wasseraufnah-

me, die Reduzierung von N-Verlusten (Chen et al. 2010, Doydora et al. 2011, Hua et al. 2009, Hua et al. 2011, Steiner et al. 2010) und die Adsorption von Schwermetallen und PAK an (Hua et al. 2009, Hua et al. 2012). Zudem wird durch die Alterung der Biokohlen ihre Sorptionsfähigkeit erhöht und es findet eine Speicherung von Nährstoffen sowie mikrobielle Besiedlung statt (Prost et al. 2013) (vgl. auch Kap. 2.8). Die in einigen pflanzenbaulichen Versuchen nach Anwendung reiner Biokohle zunächst festgestellten Beeinträchtigungen des Pflanzenwachstums infolge einer geringen N-Verfügbarkeit oder der Ausgasung leicht flüchtiger organischer Verbindungen (Kap. 2.6.3) lassen sich so vermeiden. Mit den Biokohle-Komposten bzw. – Substraten können stabile Kohlenstoffverbindungen, leicht mineralisierbare organische Substanzen und verfügbare Nährstoffe gleichzeitig appliziert werden. Erste Untersuchungen zeigen die vorteilhafte Wirkung des Einsatzes derartiger Komposte im Pflanzenbau (Glaser und Kammann 2013, Schulz et al. 2013, Vogel et al. 2013). Die Zugabe der Biokohle vor dem Kompostierungsprozess führte zu besseren Ergebnissen als eine Zumischung der gleichen Menge frischer Biokohle in bereits kompostierte Biomasse (Glaser und Kammann 2013). Versuche von Schulz et al. (2014) ergaben allerdings, dass Biokohlegaben von weniger als 3 Mg ha⁻¹ in Form von Biokohlekomposten keine Steigerung der Roggenerträge (*Avena sativa* L.) auf sandigen sowie lehmigen Bodensubstraten bewirkte. Die Entwicklung geeigneter Rezepturen, Herstellungsverfahren und Anwendungsempfehlungen erfordert somit weitergehende systematische Untersuchungen. Das gilt auch für kombinierte Kompostierungs-Fermentations-Verfahren, die auf traditionelle Ursprünge zurückgehen und in ersten Pilotverfahren und Anwendungsversuchen auch in Deutschland geprüft werden (Fischer und Glaser 2012, Krieger et al. 2011, Rademacher und Haubold-Rosar 2013, Vogel et al. 2013, Weiß et al. 2013).

Ähnliche Effekte (Reduzierung von N-Verlusten, Bindung von Nährstoffen und Spurenelementen bzw. Schwermetallen, mikrobielle Aktivierung der Biokohle) werden für die Verwendung von Biokohlen als Zusatz zur Stallmistkompostierung, zu flüssigen Wirtschaftsdüngern wie Gülle oder zu Gärresten postuliert (Schmidt 2012). Die damit verbundene Kaskaden- oder Mehrfachnutzung der Biokohle soll die Wirtschaftlichkeit der Biokohleanwendung in Landnutzungssystemen mit dem Ziel der Bodenverbesserung ermöglichen bzw. optimieren. Szenarien sehen beispielsweise die Verwendung von Biokohle (gegebenenfalls in Verbindung mit Bentonit oder Kompost) als Stall-Einstreu mit hoher Saugfähigkeit vor, wodurch das Stallklima verbessert, die Geruchsbildung reduziert, Emissionen klimaschädlicher Gase (vor allem Ammoniak, Schwefelwasserstoff und Methan) verringert und die Bildung und Ausbreitung von Krankheitserregern reduziert werden. Die gleichzeitig mit Nährstoffen „aufgeladenen“, mit Mikroorganismen besiedelten und durch eine gesteigerte Sorptionsfähigkeit gekennzeichneten Biokohlen werden schließlich mit dem Wirtschaftsdünger dem Boden zugeführt.

Weitergehende Konzepte sehen die Verwendung von Biokohle als Futterzusatz vor und verweisen auf die zugelassene Verwendung von Kohlen als Nahrungsergänzungsmittel mit positiven Wirkungen für den Verdauungstrakt (Gerlach 2012, Gerlach und Schmidt 2012, Schmidt 2012). So wird beispielsweise die Zugabe von Biokohlemengen bis 1 % zu Futtermittelsilage empfohlen, wodurch gleichzeitig die Bildung von Mycotoxinen und Buttersäure unterbunden sowie Pestizide fixiert werden sollen, so dass die Fermentation sauberer abläuft und sich die Futterqualität entsprechend verbessert. Der Einsatz von Biokohle als Fütterungskomponente setzt allerdings die Einhaltung hoher Reinheitsgrade und strenger Qualitätsparameter entsprechend des Lebensmittelrechts nach Verordnung (EG) Nr. 178/2002 und den Vorschriften der Futtermit-

telhygiene gemäß Verordnung (EG) Nr. 834/2007 voraus. Dabei sind die Gehalte an Schwermetallen, Dibenzodioxinen und -furanen als limitierende Faktoren von besonderer Bedeutung (Schmidt 2012). Zu den im Einzelnen in der Tierernährung wirksamen Mechanismen und Dosierungen sowie zur Gewährleistung der hohen Qualitätsanforderungen an die einsetzbaren Biokohlen sind noch detaillierte Untersuchungen erforderlich.

Ergebnisse von Inthapanya et al. (2012), Kumar et al. (1987) sowie Loewen und Roedger (2013) zeigen, dass der Zusatz von Biokohle zur Vergärung von Biomassen in Biogasanlagen die Methanausbeute verbessern und die CO₂- sowie die Ammonikemissionen verringern kann. Aus einem Teil der Gärreste lassen sich durch hydrothermale Carbonisierung Biokohlen herstellen, die in der Silierung und Vergärung der Biomassen eingesetzt werden können (Mumme 2012, Mumme et al. 2011). Mit den Gärresten, die zur Schließung der Kohlenstoff- und Nährstoffkreisläufe für die Düngung von Agrarflächen verwendet werden, erfolgt schließlich die Einbringung der aktivierten Biokohlen in den Boden.

Die geschilderten Konzepte einer Kaskadennutzung von Biokohlen in der Landnutzung und Tierhaltung beinhalten die wiederholte bzw. regelmäßige Zufuhr von Biokohlen in die genutzten Böden. Dabei würden mit den Einzelgaben deutlich geringere Kohlemengen eingesetzt werden, als dies in vielen wissenschaftlichen Untersuchungen bislang durchgeführt wurde. Da zudem bei den Kaskadennutzungen mikrobiell aktivierte und mit Nährstoffen angereicherte Biokohlen in Verbindung mit leicht mineralisierbaren organischen Stoffen angewendet werden ist insgesamt davon auszugehen, dass kurzfristige negative Effekte auf den N-Haushalt minimiert und die Einflüsse auf das Bodenleben verbessert werden können.

Aufgrund ihrer hohen Adsorptionskapazität sind Biokohlen weiterhin geeignet als Filtermittel für die Wasser- und Luftreinigung (Libra et al. 2011, Ogawa et al. 2010, Day et al. 2005, Titirici et al. 2012). Insbesondere zum Einsatz von Pyrolysekohlen für derartige Anwendungen liegen bereits umfangreiche Erfahrungen vor. Eine Erhöhung der Adsorptionskapazität der Kohlen durch eine zusätzliche technische Aktivierung ist möglich (Downie et al. 2009), beispielsweise durch physikalische Verfahren mittels Wasserdampf oder CO₂ (Bansal et al. 1988, Zhang et al. 2004) oder chemische Verfahren unter Verwendung von Kaliumsalzen, H₂PO₄, NaOH, Ca-, Mg- oder ZnCl₂ (Lillo-Rodenas et al. 2003, Rouquerol et al. 1999). Eine effektive Wasserreinigungsleistung durch Biokohlen wurde u.a. nachgewiesen in Bezug auf Schwermetalle (Babel und Kurniawan 2003, Cao et al. 2009, Lima und Marshall 2005, Mohan und Singh 2002), Arsenate (Mohan und Pittman 2007) und organische Schadstoffe (Crini 2006). Auch HTC-Kohlen weisen eine Eignung für dieses Anwendungsgebiet auf (Mochidzuki et al. 2005, Titirici et al. 2012)

Das Schadstoffbindungsvermögen der Biokohlen, aber auch die mögliche Stimulierung der mikrobiellen Aktivität und damit des mikrobiellen Abbaus organischer Schadstoffe durch die Anwendung von Biokohlen oder Biokohlesubstraten geben Anlass zur Untersuchung der Sanierung von schadstoffbelasteten Böden und Gewässersedimenten mit Hilfe von Biokohlezugaben (Hilber und Bucheli 2010, Koelmans et al. 2006, Vogel et al. 2013). Die bislang gewonnenen Erkenntnisse belegen die Wirksamkeit des Biokohleeinsatzes bei der Behandlung kontaminierter Standorte.

Eine ganze Reihe weiterer Nutzungsmöglichkeiten werden von Libra et al. (2011), Schmidt (2012) und Titirici et al. (2012) angegeben. Eine Übersicht zeigt Tab. 23. Zur Anwendung der

Biokohlen in diesen Bereichen und zur Herstellung geeigneter Kohlequalitäten für die jeweils spezifischen Anforderungen („Designerkohlen“) liegen jedoch erst wenige Ergebnisse vor.

Tab. 23: Ausgewählte Nutzungsmöglichkeiten für Biokohleprodukte

Nutzungsoption	Quelle
<ul style="list-style-type: none"> • Produktion von Nanomaterialien (u.a. für medizinische Zwecke) 	<ul style="list-style-type: none"> • Libra et al. (2011), Titirici et al. (2012)
<ul style="list-style-type: none"> • Katalysatoren (u.a. für die chemische Industrie) 	<ul style="list-style-type: none"> • Libra et al. (2011), Titirici et al. (2012)
<ul style="list-style-type: none"> • Komponente in Batterien und Brennstoffzellen 	<ul style="list-style-type: none"> • Libra et al. (2011), Titirici et al. (2012)
<ul style="list-style-type: none"> • Bestandteil elektrochemischer Kondensatoren 	<ul style="list-style-type: none"> • Titirici et al. (2012)
<ul style="list-style-type: none"> • Ausgangsstoff für die Herstellung von Kohlefasern, Plaste 	<ul style="list-style-type: none"> • Schmidt (2013)
<ul style="list-style-type: none"> • Kosmetik (Seife, Hautcreme, therapeutischer Badezusatz) 	<ul style="list-style-type: none"> • Schmidt (2013)
<ul style="list-style-type: none"> • Farbstoffe (Lebensmittelfarbstoff, Industriefarben) 	<ul style="list-style-type: none"> • Schmidt (2013)
<ul style="list-style-type: none"> • Textilien (Gewebezusatz und Wärmeisolation für Funktionswäsche) 	<ul style="list-style-type: none"> • Lin et al. (2008), Schmidt (2013)
<ul style="list-style-type: none"> • Pflanzenschutz 	<ul style="list-style-type: none"> • Schmidt (2013)
<ul style="list-style-type: none"> • Pelletierung von Saatgut 	<ul style="list-style-type: none"> • Schmidt (2013)
<ul style="list-style-type: none"> • Bindemittel für Trockentoiletten 	<ul style="list-style-type: none"> • Schmidt (2013)
<ul style="list-style-type: none"> • Isolationsmaterial und Wandbeschichtung für den Hausbau 	<ul style="list-style-type: none"> • Schmidt (2013)

Fazit

Für die durch Pyrolyse oder hydrothermale Carbonisierung aus Biomassen hergestellten Biokohlen wird in der Literatur eine Vielzahl von Nutzungsmöglichkeiten angeführt. Auch die im Produktionsprozess entstehenden Gase und Flüssigkeiten können mittelfristig zur Herstellung von Basischemikalien verwertet werden. Ihre Verwendung zur Energieerzeugung erhöht dabei die Wirtschaftlichkeit der Herstellungsverfahren. Die aus Ihnen gewonnene Energie lässt sich für den Produktionsprozess selbst und die Behandlung der Ausgangsstoffe und Produkte (z.B. Trocknung) einsetzen. Der theoretische Bedarf für eine großtechnische Verwendung von Biokohlen in Kraftwerken oder Produktionsprozessen der Metall-, Zement- und Kalkindustrie wird aus gegenwärtiger Sicht nicht gedeckt werden können. Zudem ist die Wirtschaftlichkeit dieser Verwertungswege nicht abschließend geklärt. Eine Option stellt die Verwendung von Biokohlen aus schadstoffbelasteten Bioabfällen dar.

Besondere Bedeutung wird der Verwendung der Biokohlen als Bodenhilfsstoff, Düngemittel oder Bestandteil von Kultursubstraten beigemessen. Hierin wird die Möglichkeit zur Verbesserung der Bodenfunktionen und des Pflanzenwachstums in Verbindung mit einer langfristigen Kohlenstoff-Sequestrierung gesehen. Einige jüngere Untersuchungen weisen auf Vorteile des Einsatzes von Biokohlen nach einer Kompostierung mit frischen organischen Substanzen hin, wodurch die Kohlen mit Nährstoffen beladen und mikrobiell besiedelt werden. In der Landwirtschaft eröffnen sich Möglichkeiten zur Kaskaden- bzw. Mehrfachnutzung der Biokohle, welche die Wirtschaftlichkeit des Biokohleinsatzes in Böden verbessern können. Die Verwendung von Biokohlen als Stalleinstreu, Futtermittelzusatz oder Additiv zur Vergärung organischer Stoffe in Biogasanlagen erfordert jedoch weitere Forschungsarbeiten zur Klärung der Wirkungsweise der Biokohlen, der Qualitätsanforderungen und entsprechenden Herstellungsmodifikationen und Dosierungen.

Das gilt auch für weitere spezifische industrielle Anwendungsmöglichkeiten von „Designerkohlen“ in Batterien, Brennstoffzellen, Kosmetika, Farbstoffen, Textilien, Baustoffen etc.

2.8 Kurz- und langfristige Wirkungen der Biokohle im Boden, auf Bodenorganismen und Pflanzen

2.8.1 Wirkungen auf Böden im Überblick

Inzwischen liegt eine Vielzahl von Untersuchungsergebnissen zur Wirkung von Biokohlen auf Böden und ihre Funktionen vor. Zusammenfassende Überblicksdarstellungen (Reviews) finden sich in: Ameloot et al. (2013b), Atkinson et al. (2010), Barrow (2012), Beesley et al. (2011), Biedermaier und Harpole (2013), Clough et al. (2013), Cornelissen et al. (2005), Glaser et al. (2002a), Glaser und Birk (2012), Ippolito et al. (2012a), Jeffery et al. (2011), Lehmann et al. (2006), Lehmann et al. (2011), Verheijen et al. (2010), Xu et al. (2012).

Untersucht wurden Effekte auf physikalische (Bodenstruktur und -wasserhaushalt etc.) und chemische (Kohlenstoff- und Nährstoffhaushalt, pH-Wert und Sorptionskapazitäten) Eigenschaften von Böden sowie mikrobielle Aktivitäten und Bodenorganismen. Eine Reihe von Arbeiten beschäftigt sich mit dem Einfluss von Biokohlegaben auf die Schadstoffgehalte sowie deren Umsetzung und Retention in Böden. Auswirkungen von Biokohlen auf die Vitalität, Gesundheit und das Wachstum von Pflanzen werden meist im Hinblick auf das Ertragspotenzial der Böden betrachtet. In den folgenden Kapiteln sollen die wesentlichen bisherigen Erkenntnisse zu diesem Themenkomplex dargestellt werden.

2.8.2 Bodenphysikalische Eigenschaften

Eine Reihe von Autoren geht auf die Beeinflussung bodenphysikalischer Eigenschaften durch Biokohlen ein. Dabei werden u.a. Wirkungen auf die Bodenstruktur, die Korngrößenverteilung, die Trockenrohdichte, die Wasserhaltekapazität, die Bodenfeuchte, die nutzbare Feldkapazität, die Wasserleitfähigkeit, die Hydrophobizität genannt.

Eine kritische Betrachtung und Bewertung zeigt allerdings, dass insgesamt nur wenig belastbare Daten zur Verfügung stehen, um Änderungen bodenphysikalischer Eigenschaften durch Biokohle sicher zu quantifizieren und allgemeingültige Aussagen zur diesbezüglichen Wirkung von Biokohle in Böden treffen zu können. Zwar werden in einzelnen Review-Artikeln Parameter genannt, die vermutlich durch Biokohle beeinflusst werden, ohne dabei aber in jedem Fall belegbare Daten zu präsentieren. Auffällig ist, dass zahlreiche Übersichtsartikel keinerlei Aussagen zum Einfluss von Biokohlen auf bodenphysikalische Eigenschaften treffen (z.B. Beesley et al. 2011, Ippolito et al. 2012a, Xu et al. 2012).

Im Folgenden werden bodenphysikalische Parameter angeführt, für die in der Literatur Auswirkungen durch Biokohlegaben beschrieben werden.

Korngrößenverteilung/Textur

In einigen Review-Artikeln wird ein Einfluss von Biokohle auf die Korngrößenverteilung von Böden postuliert (z.B. Atkinson et al. 2010). In der Primärliteratur finden sich dafür hingegen kaum Hinweise. Aufgrund der erhöhten mechanischen Festigkeit der inkohlten organischen Substanz (Downie et al. 2009) könnten Biokohleteilchen als „Pseudokörner“ Bestandteil der Korngrößenzusammensetzung der Böden sein und die durch diese bedingten bodenphysikali-

schen Eigenschaften in gleicher Weise beeinflussen wie die mineralischen Bodenpartikel. Dies wurde bisher nicht empirisch nachgewiesen. Dabei ist die große Variabilität der Kohlepartikelformen und -größen in Abhängigkeit von den eingesetzten Ausgangsstoffen und den Herstellungsbedingungen zu berücksichtigen (Brodowski et al. 2005, Downie et al. 2009).

Obgleich den mittels Pyrolyse hergestellten Biokohlen eine hohe Stabilität zugesprochen wird, erfolgt eine Zerkleinerung der Partikel in Böden durch eine Reihe von physikalischen Prozessen wie Frost-Tau-Zyklen, Austrocknung und Wiederbefeuchtung, Bodenbearbeitung, Bioturbation etc. (Hammes und Schmidt 2009, Lehmann et al. 2009). Auch die langsam ablaufenden chemischen und biologischen Abbauprozesse führen zu einer Fragmentierung der Kohlepartikel. Hierdurch verändern und verringern sich die Einflüsse der Biokohle-Pseudokörper auf die bodenphysikalischen Eigenschaften. Über die Geschwindigkeit und Intensität dieser Fragmentierung und der damit verbundenen Veränderungen des Biokohleeinflusses auf bodenphysikalische Parameter liegen bislang nur wenige Befunde vor (Nguyen et al. 2009).

Da sich die Korngrößenverteilung aus bodenkundlicher Sicht ausschließlich auf die mineralische Bodensubstanz bezieht, können Veränderungen allerdings per Definition nur von den mineralischen, d.h. den Ascheanteilen der Biokohlen herrühren. Somit ist ein Einfluss von Biokohlen auf die Textur eines Bodens gar nicht zu erwarten. Zudem sind auch aufgrund der in den meisten Anwendungsversuchen relativ geringen Masseanteile der Biokohlen in den behandelten Böden nur sehr schwache und kaum messbare Modifikationen der Korngrößenverteilung vorstellbar.

Trockenrohdichte

Die Trockenrohdichte (TRD) eines Bodens wird bestimmt von der Festsubstanzdichte und der relativen Anteile von Festsubstanz und Poren. Eine Zufuhr organischer Substanz, die eine geringere spezifische Dichte aufweist (ca. 1,5 bis 1,7 g cm⁻³; Downie et al. 2009, Abel et al. 2013) als die mineralische Bodensubstanz (2,65 g cm⁻³), verringert damit zwangsläufig die TRD. Darüber hinaus kann der Einsatz von Biokohlen auch die Porenvolumina erhöhen (s.u.). Hierdurch wird die TRD ebenfalls herabgesetzt. Oguntunde et al. (2008) vergleichen physikalische Eigenschaften von Böden, die durch kleinflächig betriebene Köhlereien mit Holzkohle angereichert sind, mit den unbeeinflussten Böden der unmittelbaren Umgebung und finden in den kohlehaltigen Profilen eine signifikant geringere TRD. Leider informieren die Autoren nicht über die C_{org}-Gehalte der verglichenen Stichproben, so dass keine Aussagen darüber gemacht werden können, ob die unterschiedliche TRD lediglich durch die geringe spezifische Dichte der Holzkohle oder auch durch ein größeres Gesamtporenvolumen verursacht wird. Karhu et al. (2011) fanden nach der Einarbeitung von Biokohle (9 t ha⁻¹ bis 20 cm Bodentiefe) einen Rückgang der TRD von 1,30 auf 1,25 g cm⁻³. Diese Abnahme ist nicht nur auf die geringere spezifische Dichte der Biokohle zurückzuführen, sondern sie erklärt sich auch aus einer Erhöhung des Gesamtporenvolumens von 51 auf 52,5 %.

Revell (2011) zeigt im Gefäßversuch, dass die Zugabe einer Biokohle in einer Größenordnung von 5 Gew.-% die TRD eines sandigen Lehms von 1,63 auf 1,50 g cm⁻³ herabsetzt, hingegen keinen Einfluss auf die bereits geringe TRD eines lehmigen Schluffs von 1,30 g cm⁻³ hat. Rogovska et al. (2011) stellten in einem Säulenversuch fest, dass der Einsatz von Biokohle (zerkleinerte, gesiebte Holzkohle aus Eiche und Hickory (*Carya spec.*) die TRD positiv beeinflusst. In allen Varianten mit Biokohlezusatz war eine signifikant geringere TRD festzustellen als in der Nullvari-

ante. Die Varianten mit geringen Einsatzmengen (5 g Biokohle je kg Boden) unterschieden sich dabei von den Varianten mit den höchsten Einsatzmengen (20 g Biokohle je kg Boden) faktisch nicht.

Ventura et al. (2013) fanden in einem landwirtschaftlich genutzten tonigen Lehm eine signifikante Verringerung der TRD nach dem Einsatz von Biokohle. Bei einer Einsatzmenge von 30 t ha⁻¹ nahm die TRD von 1,20 auf 1,06 g cm⁻³ ab, bei Anwendung von 60 t ha⁻¹ auf 0,98 g cm⁻³. Devereux et al. (2012) konnten zeigen, dass bereits geringe Mengen an Biokohle einen positiven Effekt auf die TRD ausüben. Bei 1,5 Masse-% an Biokohle beobachteten sie einen Rückgang der TRD von 1,45 g cm⁻³ (landwirtschaftlich genutzter sandiger Lehm) auf 1,35 g cm⁻³. Einer weiteren Erhöhung der Biokohleanteile folgte danach nur noch eine geringfügige Verringerung der TRD auf ca. 1,32 g cm⁻³. Chan et al. (2007) ermittelten nach Einarbeitung sehr hoher Aufwandmengen von Biokohle (100 t ha⁻¹) bis 10 cm Bodentiefe in einen verdichteten, langjährig ackerbaulich genutzten Versuchsboden und einer dadurch erzielten Steigerung der Kohlenstoff-Gehalte von 2 auf 6 Masse-% eine signifikante Abnahme der Verdichtungen, die sich in einer Verringerung der Scherzugfestigkeit von 64 auf 18 kPa manifestierte. Abel et al. (2013) stellten in sehr unterschiedlichen Böden mit sandiger und lehmig-sandiger Textur sowie Humusgehalten von 0,1 bis 9,1 Masse-% sowohl nach Zugabe von Pyrolysekohle als auch nach Einarbeitung von HTC-Kohle in steigenden Mengen bis 5 Masse-% der behandelten Böden generell sinkende TRD fest.

Porenvolumen, Porengrößenverteilung, Wasserspeicherkapazität

Im Allgemeinen geht die Verringerung der TRD mit einer Erhöhung des Gesamtporenvolumens eines Bodens einher. Biokohlen weisen im Allgemeinen im Vergleich zu Böden ein sehr hohes Porenvolumen auf (Downie et al. 2009) und führen somit zu einer Vergrößerung des Porenanteils in den mit Biokohlen versetzten Böden. Dies belegen die im vorangegangenen Abschnitt zitierten Arbeiten (s. u.a. Abel et al. 2013). Dadurch kann eine Verbesserung des Luft- und/oder des Bodenwasserhaushalts erzielt werden.

Von besonderer ökologischer Bedeutung ist die Funktion der Böden als Wasserspeicher. Die Wasserhaltekapazität in g H₂O g⁻¹ Boden-TS und die von der Vegetation nutzbare Feldkapazität in Vol.-% (nFK; Haftwasser, Mittelporenvolumen) stellen wichtige Kriterien zur Bewertung des Bodenwasserhaushaltes bzw. der Ertragsfähigkeit von Böden für den Pflanzenbau dar. Karhu et al. (2011) fanden eine Erhöhung der Wasserhaltekapazität um 11 % bei Anwendung von 9 t Biokohle je ha in einem Schlufflehm. Kammann et al. (2011) stellten im Rahmen eines Gefäßversuches in einem Sandboden größere Steigerungen der Wasserhaltekapazität um 24 bzw. 36 % nach Zugabe sehr hoher Biokohlemengen von 100 bzw. 200 t ha⁻¹ fest.

Piccolo et al. (1996) zeigten in einem Laborversuch, dass bereits die Zugabe geringer Mengen an Humussubstanzen, die aus Kohle gewonnen worden waren, eine signifikante Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität von drei Böden mit ursprünglich mittlerer bis hoher nFK bewirken kann. Eine Steigerung der geringen Aufwandmengen von 0,05 g Humusmaterial kg⁻¹ Boden bis zu 1 g kg⁻¹ Boden hatte demgegenüber keine weitere signifikante Verbesserung der nFK zur Folge. Briggs et al. (2005) ermittelten eine signifikante Erhöhung der nFK eines sandigen Lehms von 11,9 Vol.-% auf über 18 Vol.-% bei Einmischung von 5 Masse-% einer Holzkohle aus Kiefer. Glaser et al. (2002a) zeigen, dass in tropischen, holzkohlereichen Anthrosols (Terra Preta) Amazoniens die Feldkapazität um 18 % höher ist als in den umgebenden, holzkohlefreien Ferralsols.

Bereits 1948 beschreibt Tryon differenzierte Wirkungen von Holzkohle auf die Wasserspeicherfähigkeit unterschiedlicher Waldböden. Bei einer Zunahme der Holzkohlegehalte konnte er lediglich in sandigen Substraten, die ursprünglich hohe Grobporenvolumina aufwiesen, eine Erhöhung der Speicherkapazität für pflanzenverfügbares Wasser feststellen, in Lehmen zeigte sich keine Auswirkung von Holzkohle und in tonreichen Böden ging die Wasserspeicherfähigkeit mit zunehmenden Holzkohlegehalten sogar zurück. Dieser Effekt wurde mit hydrophoben Eigenschaften der Holzkohle begründet.

Liu et al. (2012a) fanden in einem Feldversuch einen erkennbaren Einfluss von Biokohle und Kompost auf die Porengrößenverteilung einer schwach lehmigen, landwirtschaftlich genutzten Braunerde. Die Zufuhr von 32,5 t Kompost je ha plus 20 t Biokohle je ha zeigte dabei die größten Effekte und verdoppelte die nutzbare Feldkapazität von ursprünglich 6 auf 12 Vol.-%. Abel et al. (2013) stellten einen positiven Einfluss von Biokohle sowie auch HTC-Kohle auf die Wasserspeicherung von zwei Versuchsböden. Dabei war der Einfluss beider Kohlen auf die Erhöhung der nFK im Falle eines sandigen Versuchsbodens deutlich größer als bei einem lehmigen Versuchsbodens. Gleichzeitig konnten sie feststellen, dass die eingesetzten Biokohlen keinen Einfluss auf die Hydrophobizität der Böden hatte, der Einsatz von HTC-Kohle hingegen leicht hydrophobe Eigenschaften der Versuchsböden verursachte.

Eine Erhöhung der Wasserspeicherfähigkeit, insbesondere aber der Grobporengehalte fanden Fellet et al. (2011) an einem Haldenmaterial des Erzbergbaus im Rio del Lago Tal, Italien nach der Einmischung von großen Mengen Biokohle (entsprechend 5 und 10 Gew.-%). Die starke Auswirkung der Biokohle auf die Grobporenvolumina dürfte mit den spezifischen Eigenschaften des verwendeten Haldenmaterials zusammen hängen, bei dem es sich um einen fast reinen Ton mit einem Tongehalt von 83 % handelt. Major et al. (2012) konnten dagegen nach Anwendung von Biokohlemengen bis 20 t ha⁻¹ keine Änderung der Bodenwasserhaushaltsparameter (Wasserspeicherkapazität, Versickerung) in einem tonreichen tropischen Boden (kaolinitic Typic Haplustox) feststellen.

Auch Ventura et al. (2013) ermittelten in einem mit 30 bzw. 60 t ha⁻¹ Biokohle behandelten tonigen Lehm keine Erhöhung des Wasserspeichervermögens. Vielmehr wiesen die mit Biokohle behandelten Varianten bei vergleichbarer Feldkapazität aufgrund der deutlich höheren Totwasseranteile eine geringere nFK auf als der unbehandelte Boden. Die Biokohle vergrößerte zwar das Gesamtporenvolumen, jedoch ausschließlich zugunsten der Feinporen und führte damit letztlich nicht zu einer Verbesserung der Speicherkapazität für pflanzenverfügbares Wasser. Über ähnliche Untersuchungsergebnisse berichten auch Devereux et al. (2012). Aus den dargestellten Wasserspannungs-Wassergehalts-Funktionen (pF/Wg-Beziehungen) eines sandigen Lehms, der mit 1,5 bis 5 Masse-% Biokohle gemischt wurde, ergibt sich die höchste nFK für die kohlefreie Nullvariante und die niedrigste nFK für die Variante mit der höchsten Biokohlegabe. Auch in dieser Untersuchung gehen eine verringerte TRD und ein gesteigertes Gesamtporenvolumen nicht mit einer Erhöhung des pflanzenverfügbar gespeicherten Wassers einher. Allerdings sind die in der Untersuchung angegebenen Totwasseranteile von über 30 Vol.-% für die hier untersuchte Bodenart (lehmiger Sand) ungewöhnlich hoch.

Die Ergebnisse von Sun und Lu (2014) zeigen, dass die Wirkung der Biokohlen auf den Bodenwasserhaushalt von ihren durch die Ausgangsstoffe und Herstellungsbedingungen beeinflussten Eigenschaften abhängt. In ihren Untersuchungen führten Zugaben von 2 bis 6 % Biokohle

zu einem Tonboden im Falle einer Biokohle aus Stroh zu einer zunehmenden Erhöhung des pflanzenverfügbaren Wassergehaltes im Vergleich zum kohlefreien Boden. Dagegen konnten mit Biokohlen aus Holzhackschnitzeln sowie Abwasserschlämme kein derartiger Effekt erzielt werden, da diese Kohlen einen höheren Anteil an Feinporen aufwiesen.

Aggregatstabilität

Piccolo et al. (1996) berichten über eine signifikante Verbesserung der Aggregatstabilität in drei verschiedenen Böden durch den Einsatz geringer Mengen kohlebürtiger Humussubstanzen. Diesen Effekt sowie die festgestellte Erhöhung der nFK führen sie als Ursache für die ebenfalls ermittelte Verringerung der Erosionsanfälligkeit in den mit Kohleextrakten behandelten Böden zurück. Die Autoren betonen allerdings, dass diese im Laborversuch gewonnenen Ergebnisse noch in Feldversuchen verifiziert werden müssen.

Sun und Lu (2014) stellten Verbesserungen der Aggregatstabilität eines Tonbodens nach Zugaben von 2 bis 6 % Biokohlen aus verschiedenen Ausgangsstoffen und einer Inkubationszeit von 180 Tagen fest. Prabha et al. (2013) berichten über positive Effekte von Biokohlegaben auf die Aggregatstabilität von Reisböden in Indien.

Fazit

Die hier dargestellten Untersuchungen zeigen, dass Biokohle bodenphysikalische Eigenschaften beeinflussen kann. In der Mehrzahl der Untersuchungen werden die hervorgerufenen Änderungen, z.B. höhere Porosität und Wasserspeicherung oder eine bessere Aggregatstabilität als Vorteile herausgestellt. Dabei werden positive Wirkungen der Biokohle auf den Bodenwasserhaushalt eher bei sandigen, mittel- und feinporenarmen Böden beobachtet.

Insgesamt ist aber festzustellen, dass nur in wenigen Untersuchungen bodenphysikalische Eigenschaften systematisch untersucht worden sind. Zwar sind allgemeine bodenphysikalische Kennwerte, die routinemäßig ohne großen Aufwand bestimmt werden können, etwa die Trockenrohdichte oder die maximale Wasserhaltekapazität durchaus häufig untersucht worden, exakte Untersuchungen, z.B. die Kennzeichnung von Wasserspannungs-Wassergehalts-Funktionen oder die Bestimmung der Aggregatstabilität vor und nach der Anwendung von Biokohle finden sich hingegen in der Literatur nur vereinzelt (Piccolo et al. 1997b, Liu et al. 2012a, Ventura et al. 2013, Devereux et al. 2012, Abel et al. 2013). Daher ist auch noch nicht abzusehen, wie Biokohle im Vergleich zu anderen organischen Bodenbestandteilen pedogenen (Humus) oder anthropogenen (z.B. Kompost) Ursprungs auf bodenphysikalische Eigenschaften einwirkt. Ebenso ist über die Langzeitauswirkung fast nichts bekannt. Da die Mehrzahl der Publikationen kurzfristig angelegte Topf- oder Feldversuche thematisieren, können auch lediglich die unmittelbar und kurzfristig durch Biokohle verursachten bodenphysikalischen Auswirkungen betrachtet werden. Die längerfristig, mittelbar wirksamen Änderungen bleiben mit wenigen Ausnahmen (z.B. Glaser et al. 2002a, Oguntunde et al. 2008) fast vollständig ausgeblendet. Forschungsbedarf besteht aktuell insbesondere im Hinblick auf eine systematische Kennzeichnung von pF/Wg-Beziehungen in Abhängigkeit von Biokohle-Gehalten als auch bei der Untersuchung langfristiger bodenphysikalischer Änderungen durch Biokohle.

2.8.3 Kohlenstoff- (Humus-) und Nährstoffhaushalt

Kohlenstoff- (Humus-) haushalt

Mit Biokohlen werden den Böden sehr stabile Kohlenstoffverbindungen zugeführt (vgl. Kap. 2.4.3), die zu einem großen Teil langfristig erhalten bleiben und einen schwer abbaubaren Kohlenstoffpool bilden. Als Beispiel können die in natürlichen Böden ubiquitär vorkommenden Verbrennungsrückstände („black carbon“) herangezogen werden, die infolge natürlicher Brände und der Verbrennung von Biomasse durch den Menschen in die Böden eingetragen werden. Durch geeignete Analysemethoden lassen sich diese Ruß- und Kohlereste von den Huminstoffen unterscheiden, die durch Zersetzung organischer Primärsubstanzen und deren Humifizierung durch das Bodenedaphon gebildet werden (Brodowski et al. 2005, Glaser et al. 2000, Laird et al. 2008, Skjemstad et al. 1996, Skjemstad et al. 2002).

Die Anteile des „black carbon“ in den Schwarzerden deutscher Bördegebiete, also ehemaligen Steppenböden, können bis zu 20 % (Gehrt et al. 2002) bzw. 45 % (Schmidt et al. 1999) der organischen Bodensubstanz (OBS) betragen. Skjemstad et al. (2002) berichten über Gehalte bis zu 35 % der OBS in landwirtschaftlich genutzten Böden der USA, Glaser und Amelung (2003) stellen in Böden unter Gras Anteile von 4 bis 18 % des organischen Kohlenstoffs fest, Krull et al. (2006) geben für Ökosysteme mit hoher Brandhäufigkeit in Australien Anteile von 35 % des C_{org} -Pools der Böden an. Beachtliche Kohlenstoffvorräte aus Verbrennungsrückständen in Höhe von 50 t ha^{-1} enthalten auch Terra Preta Böden bis 1 m Tiefe, obgleich die klimatischen Bedingungen des Amazonasbeckens einen intensiven Abbau der Kohle begünstigen (Glaser et al. 2002a). Masiello (2004) schließt aus seinen Berechnungen, dass die kohlebürtigen Anteile der OBS unter Berücksichtigung der natürlichen und anthropogenen Einträge noch deutlich höher sein müssten, wenn unterstellt wird, dass die Kohle weitgehend nicht abbaubar wäre. Er wertet dies als Beweis dafür, dass die Kohlen im Boden nicht vollständig inert sind, sondern einem Abbau unterliegen.

Aus der Untersuchung von Kohleresten („black carbon“) im Rahmen von Feldstudien wurden zumeist mittlere Verweilzeiträume der Kohlen in Böden und Gewässern abgeleitet, die unabhängig von dem standort- und nutzungstypischen C-Stabilisierungspotenzial von Böden 1000 Jahre überschreiten und mehrere Tausend Jahre betragen können (Brodowski et al. 2005, s. Kap. 2.4.3). Für Pyrolysekohlen können aus den bisherigen Untersuchungen unter Freilandbedingungen mittlere Verweilzeiten von mehr als 100 bis ebenfalls über 1000 Jahre angenommen werden. Die bisher erst in geringem Umfang vorliegenden Ergebnisse zur Stabilität von HTC-Kohlen lassen auf eine mittlere Lebensdauer im Bereich von Jahrzehnten schließen (s. Kap. 2.4.3).

Als Abbaumechanismen wurden die physikalische Zerkleinerung, die chemische Oxidation, Photooxidation und Hydrolyse sowie der mikrobielle Abbau durch Pilze und Bakterien bis hin zur Mineralisierung identifiziert. Wie in Kap. 2.4.3 dargestellt, werden im Zeitverlauf je nach der Qualität der Biokohle, den Standortbedingungen sowie der Art und Intensität der Bodennutzung unterschiedlich große Anteile der Kohlen abgebaut. Ähnlich wie bei der Zersetzung von Lignin sind die organischen Abbauprodukte in die bodeninternen Stabilisierungsprozesse einbezogen (Knicker 2011a). Auch die aus der Verstoffwechslung der Kohle sich entwickelnde mikrobielle Biomasse, die Bodenflora und -fauna gehen wieder in den Kohlenstoff- und Hu-

muskreislauf ein, wenngleich dies nur in geringen Raten erfolgt (Kuzyakov 2014) und ein großer Teil der Mineralisierungsprodukte als CO₂ emittiert oder in wässriger Lösung (DOC) verlagert wird.

Somit ist die dem Boden zugeführte Biokohle über lange Zeiträume vorwiegend der passiven organischen Bodensubstanz zuzuordnen (vgl. Abb. 14 in Kap. 2.10.3). Ihre Abbauprodukte gehen jedoch früher oder später mit großer Wahrscheinlichkeit auch in den teilstabilen und den aktiven Pool der organischen Bodensubstanz über. Dies dürfte bei den HTC-Kohlen in stärkerem Ausmaß erfolgen als bei den Pyrolysekohlen (s. Kap. 2.4.3). Zu den entsprechenden Prozessen und Umsetzungsraten in Abhängigkeit der Biokohlequalität und Umweltbedingungen liegen jedoch bislang nur unzureichende Ergebnisse vor und es können keine gesicherten Aussagen zur Humusreproduktionsleistung der Biokohlen getroffen werden (s.a. Kap. 2.10.3).

Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die Biokohlen im Boden eine Vielzahl der Humusfunktionen, insbesondere des Dauerhumus, aber auch Tonmineralwirkungen beispielsweise in Bezug auf den Wasserhaushalt (s.o.) und den Nährstoffhaushalt erfüllen können.

Nährstoffhaushalt

Der Nährstoffhaushalt von Böden kann durch die Einmischung von Biokohlen in vielfältiger Weise beeinflusst werden. Neben den direkten Wirkungen durch die mit der Biokohle zugeführten

Makro- sowie Mikronährstoffe und die damit verbundenen Änderungen der Nährstoffpools (s. Kap. 2.5) treten auch indirekte Effekte beispielsweise durch eine Veränderung der Bodenreaktion, der Sorptionskapazitäten, des Wasserhaushaltes oder der mikrobiellen Umsetzungsprozesse auf, welche die Speicherung, Freisetzung und den Transport von Nährstoffen beeinflussen. Hierauf soll im Folgenden näher eingegangen werden.

Stickstoff

Untersuchungen in natürlichen Waldböden ergaben eine Förderung der autotrophen Netto-N-Nitrifikation durch Holzkohle („black carbon“), also eine erhöhte N-Freisetzung durch gesteigerte mikrobielle Umsetzung der nativen organischen Bodensubstanz (Rogovska et al. 2011, Wardle et al. 2008a). Als Ursache für diesen positiven „Priming-Effekt“ wird zum Einen die pH-Wert-Anhebung in sauren Böden durch alkalisch wirkende Holzkohlen angeführt, wodurch die Aktivität der Nitrifikanten gesteigert wird (Glaser et al. 2002a). Zum Anderen wird dieser Effekt erklärt durch die Kapazität von Holz- und Biokohlen zur Bindung von nitrifikationshemmenden Substanzen wie z.B. Phenolen oder auch durch die Adsorption von organischen Verbindungen mit weitem C/N-Verhältnis, welche die N-Immobilisation fördern (Ball et al. 2011, Berglund et al. 2004, Bornemann et al. 2007, De Luca et al. 2006, De Luca et al. 2009). Arbeiten von Bell und Worrall (2011) sowie Jones et al. (2011b) zeigen, dass positive Priming-Effekte vernachlässigbar sind in Böden, die keine oder nur sehr geringe Phenolgehalte aufweisen. Auch die Schwarzfärbung des Oberbodens durch die Kohlen und die hierdurch verursachte Reduzierung der Albedo und die damit schnellere Erwärmung des Bodens kann zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität und N-Mineralisierung führen (De Luca et al. 2009).

In Acker- und Grünlandböden konnten positive Priming-Effekte von Biokohlen auf die N-Mineralisierung meist nicht gefunden werden, vermutlich weil in den untersuchten Böden schon ein hohes Nitrifikationsniveau gegeben und ausreichend labile C-Verbindungen sowie leicht mineralisierbares N verfügbar waren (De Luca et al. 2006, Lehmann et al. 2003a, Rondon et al. 2007). Chan et al. (2008) berichten allerdings über eine verstärkte N-Freisetzung nach Anwendung von Biokohlen aus Grünabfällen mit einem hohen Gesamt-N-Gehalt. Sie konnten jedoch nicht zweifelsfrei klären, ob es sich um eine erhöhte Mineralisierung von N aus dem Boden oder aus den Biokohlen selbst handelt. Nelissen et al. (2012) stellten nach Einarbeitung von Biokohle aus Maissilage eine Erhöhung der Brutto-N-Mineralisierung fest, der größte Teil des entstandenen NH_4 kam dabei aus dem stabilen (rekalzitranen) Teil der organischen Bodensubstanz. Somit ist nach Luo et al. (2011) sowie Nelissen et al. (2012) eine Stimulierung des Abbaus von stabilen

C-Verbindungen auch in Ackerböden möglich, wenn durch die Biokohlegabe eine deutliche Verbesserung der (sauren) Bodenreaktion sowie eine Anhebung niedriger Ausgangsgehalte leicht mineralisierbarer Stoffe verursacht wird. In anderen Fällen bleibt die Wirkung einer Biokohlegabe auf die Mineralisierung von organischem Stickstoff jedoch gering (Dempster et al. 2012b).

Der Einsatz von Biokohlen kann auch zu einer Verringerung der N-Verfügbarkeit führen, da sie über eine hohe Sorptionskapazität für Kationen verfügt und NH_4 in starkem Maße adsorbiert wird (Dempster et al. 2012b, Le Leuch und Bandosz 2007, Lehmann et al. 2006, Yao et al. 2012, Zheng et al. 2013b). Die Sorptionskapazität für Kationen resultiert aus den negativen Ladungsüberschüssen an den Oberflächen der organischen Strukturen und der insgesamt sehr großen inneren Oberfläche der Biokohlen (Amonette und Joseph 2009, Downie et al. 2009). Die zunehmende Oxidation der Oberflächen und die Ausbildung funktioneller Gruppen führen zu einer Zunahme der Kationenaustauschkapazitäten mit fortschreitender „Alterung“ der Biokohlen (Cheng et al. 2008a, Liang et al. 2006). Yao et al. (2012) stellten fest, dass die Sorptionskapazität verschiedener Biokohlen für NH_4 sehr unterschiedlich ausgeprägt sein kann. Nach Saleh et al. (2012) wird das NH_4 -Ion zudem in dem Feinporensystem der Biokohlen „physikalisch gefangen“. Nach Liang et al. (2006) findet auch durch die Adsorption von organischen Makromolekülen an die Biokohleoberflächen eine Festlegung von organisch gebundenem N statt.

Des Weiteren kann es zu einer N-Immobilisierung kommen. Diese wurde insbesondere nach Zugabe frischer Kohlen festgestellt, die leicht mineralisierbare organische N-Verbindungen enthalten (Bruun et al. 2012, Liang et al. 2006). So konnten Nelissen et al. (2012) nach Anwendung von Pyrolysekohle aus Maissilage zeigen, dass ein großer Teil des aus der gesteigerten Brutto-N-Mineralisierung resultierenden NH_4 aufgrund des weiten C/N-Verhältnisses der Kohle wieder immobilisiert und in dem labilen C-Pool festgelegt wird. Nach DeLuca et al. (2009) tritt dieser Effekt bevorzugt nach Anwendung von Biokohlen auf, die bei niedrigen Temperaturen hergestellt wurden. Novak et al. (2010) stellten nach Einarbeitung frischer organischer Primärsubstanz in einen zuvor mit Biokohle behandelten Boden ebenfalls eine vorübergehende Stickstoff-Immobilisierung fest. Eine Reduzierung der N-Mineralisation nach Zusatz von Biokohle („negativer Priming Effekt“) führen Dempster et al. (2012a) auf die Bindung des NH_4 -Ions und die damit verbundene Limitierung der Nitrifikation zurück. Zudem kann die Ammonifikation bei Anwendung frischer Biokohlen durch die Freisetzung flüchtiger organischer Verbindungen (phenolische Verbindungen) mit toxischer Wirkung beeinträchtigt sein. Deenik et al. (2010)

stellten nach Biokohlezugabe gleichzeitig eine erhöhte Bodenatmung fest und schließen hieraus auf eine Immobilisation des Stickstoffs. Gajic und Koch (2012) schließen aus den Ergebnissen von Feld- und Gefäßversuchen zum Einsatz von HTC-Kohlen ebenfalls auf eine anfängliche N-Immobilisierung, insbesondere durch HTC-Kohle mit einem weiten C/N-Verhältnis von ca. 40. Im Falle einer HTC-Kohle mit einem C/N-Verhältnis < 20 postulieren Sie eine spätere N-Remineralisierung im Verlauf der Vegetationsperiode. Auch Bargmann et al. (2014a) konnten eine N-Immobilisation insbesondere in der ersten Woche nach Anwendung frischer HTC-Kohle nachweisen. In den gleichzeitig mit Pyrolysekohle angesetzten Varianten konnten Sie dagegen keine N-Immobilisation feststellen. Dieses unterschiedliche Verhalten wird auf die geringere Stabilität der HTC-Kohlen gegenüber mikrobiellem und chemischem Abbau zurückgeführt (Bargmann et al. (2014c), bedingt u.a. durch deutlich geringere Anteile aromatischer Strukturen (Fuertes et al. 2010, Spokas 2010). Eine verstärkte N-Immobilisation ist nach Bargmann et al. (2014c) bei Anwendung von HTC-Kohlen mit einem C/N-Verhältnis > 16 gegeben.

Aufgrund dieser Befunde ist davon auszugehen, dass der Einsatz von Biokohlen im Pflanzenbau eine angepasste N-Düngung erfordert. Tatsächlich zeigen die Befunde von Asai et al. (2009), Chan et al. (2007), Chan et al. (2008), Kimetu et al. (2008), Lehmann et al. (2003a), Lentz et al. (2012), Steiner et al. (2007b) und Van Zwieten et al. (2010b) die positive Wirkung einer ergänzenden N-Düngung zur Biokohleanwendung auf die N-Versorgung und das Wachstum von Kulturpflanzen.

Die geschilderten Mechanismen (NH_4 -Sorptions, N-Immobilisierung, Rückhalt mit dem Porenwasser in Feinporen) tragen zu einer Verringerung der N-Auswaschung mit dem Sickerwasser bei, wie sie beispielsweise von Dempster et al. (2012c), Ding et al. (2010), Lehmann et al. (2003a), Singh et al. (2010b) sowie Zheng et al. (2013a) festgestellt wurde. Damit können N-Verluste verringert und langfristig eine effektivere Ausnutzung von N-Düngergaben durch die angebauten Kulturpflanzen erreicht werden (Güereña et al. 2012, Steiner et al. 2007b und 2008b). Auch die Förderung der mikrobiellen Aktivität (Kolb et al. 2009, Pietikänen et al. 2002) und der Mykorrhizierung (Rillig et al. 2010, Thies und Rillig 2009, Warnock et al. 2007) durch Zufuhr von Biokohle kann die Nährstoffbereitstellung und damit die N-Ausnutzung durch die Pflanzen verbessern und so die

N-Auswaschung insgesamt verringern. So ermittelten Major et al. (2012) nach Einsatz von Biokohle in einem Oxisol eine Verringerung der Nitratauswaschung aus der Hauptwurzelzone der angebauten Maiskultur. Es ist davon auszugehen, dass sich in den Versuchen, bei denen nach Zugabe von Biokohle eine Verbesserung des Pflanzenwachstums registriert werden konnte, auch die hierdurch erhöhte Evapotranspiration auf eine Reduktion des Sickerwasseraufkommens und der damit verbundenen N-Frachten ausgewirkt hat.

Eine weitere Ursache für die in sandigen Böden ermittelte Reduzierung der N-Auswaschung sehen Dempster et al. (2012c) in der Erhöhung der Wasserspeicherkapazität durch Biokohlegaben (s. Kap. 2.7.1). Nach Kameyama et al. (2012) sowie Major et al. (2009) ist es allerdings auch möglich, dass Biokohlen die Aggregation von Gefügekörpern fördern und es dadurch in bindigen Böden vermehrt zu präferentiellem Wasserfluss und damit zu einer Verstärkung der Auswaschung gelöster Nährstoffionen und des partikelgebundenen Transportes von Nährstoffen kommen kann.

Dempster et al. (2012c) führen die von Ihnen ermittelte Verringerung der Nitratauswaschung aus sandigen Böden auch auf eine Adsorption von Nitrat-Stickstoff an die eingearbeitete Biokohle zurück. Auch die Ergebnisse von Kameyama et al. (2012), Mizuta et al. (2004) und Yao et al. (2012) weisen auf eine Nitratspeicherung von Biokohlen hin. Nach Yao et al. (2012) ist diese Wirkung jedoch nicht generell bei allen Biokohlen gegeben. So zeigten die von ihm getesteten Biokohlen diesbezüglich nur schwache Effekte. Nach Clough et al. (2013) ist eine effektive Nitrat-Adsorption nur im Falle von Biokohlen gegeben, die bei Temperaturen von mindestens 600°C pyrolysiert wurden. Die Nachhaltigkeit der Sorptionskapazität für NO_3^- -Ionen ist ungeklärt. Wie bereits ausgeführt, gehen die positiven Ladungsüberschüsse im Zuge der Oxidation bzw. Alterung der Biokohle-Oberflächen zurück. Zudem können sie von organischen Verbindungen oder PO_4^- -Ionen belegt sein oder die Oberflächen von Biofilmen überwachsen werden.

Die Verringerung der mineralischen N-Gehalte in der Bodenlösung kann auch zu einer Reduktion der N_2O -Emissionen aus den mit Biokohlen behandelten Böden beitragen (s. Kap. 2.9.2). Die Förderung der N_2O -Reduktase durch Anhebung des pH-Wertes und die Unterbindung der Denitrifikation infolge einer verbesserten Belüftung bindiger Böden kann ebenfalls zu einer Reduzierung der N_2O -Emissionen führen (Clough et al. 2013). Kammann et al. (2012) sehen in einer durch den Biokohleeinsatz verstärkten N-Immobilisation die Ursache für eine Verringerung der Denitrifikation. Allerdings wurden auch erhöhte N_2O -Ausgasungen gemessen, beispielsweise nach Einmischung von Biokohlen aus nährstoffreichen Ausgangsstoffen mit relativ hohen N-Gehalten (Singh et al. (2010b) oder nach einer ergänzenden Düngung mit mineralischen oder leicht mineralisierbaren organischen Stickstoffverbindungen (Kammann et al. 2012, Clough et al. (2010a).

Bei Anwendung von alkalisierend wirkenden Biokohlen kann es nach Schomberg et al. (2012) durch die Anhebung des Boden-pH-Wertes zu einer verstärkten Bildung und Ausgasung von NH_3 kommen. Nach Van Zwieten et al. (2009) erreicht die pH-Anhebung im Allgemeinen jedoch nicht die von Stevenson und Cole (1999) als relevant angeführten Ausmaße, um die NH_3 -Ausgasung deutlich zu steigern. Vielmehr dürfte die NH_4^+ -Sorption an die Biokohlen zu einer Verringerung der Ammoniakbildung führen. So berichten Doydora et al. (2011) und Spokas et al. (2012b) über eine effektive NH_3 -Adsorption an Biokohlen. Nach Taghizadeh-Toosi et al. (2012) ist diese bei Biokohlen mit sauren pH-Werten besonders ausgeprägt.

Die Zugabe von Biokohle kann die biologische N_2 -Fixierung durch Leguminosen erhöhen (Rondon et al. 2007). Dies kann durch die mit der Biokohle zugeführten und verfügbaren Spuren-Nährstoffe Ni, Fe, B, Ti und Mo verursacht werden. Da die Biokohle in der Lage ist Signale zu sorbieren (Flavonoide), welche die Bildung der Knöllchen an den Leguminosenwurzeln initiieren, kann die biologische N_2 -Fixierung auch über diesen Prozess gefördert werden (Gundale und DeLuca 2006, Warnock et al. 2007). Die N_2 -Fixierung durch nicht symbiotisch lebende Bakterien wird durch hohe N_{min} -Konzentrationen in der Bodenlösung reduziert, durch verfügbaren Phosphor aber gesteigert. Durch Biokohlezusatz verursachte Mechanismen wie die N-Immobilisierung, NH_4^+ -Sorption oder Verbesserung der Phosphorversorgung (s.u.) führen demnach ebenfalls zu einer Steigerung der biologischen N_2 -Fixierung (DeLuca et al. 2009, Lehmann et al. 2011, Rondon et al. 2007).

Phosphor

Glaser et al. (2002a), Lehmann et al. (2003a) und Steiner et al. (2007b) berichten über eine gesteigerte Bioverfügbarkeit von Phosphor in tropischen Böden, in die neben leicht abbaubaren organischen Stoffen und Mineraldüngern auch Holz- bzw. Biokohlen eingearbeitet wurden. Quilliam et al. (2012) stellten nach wiederholter Biokohleanwendung erhöhte verfügbare P-Gehalte in einem Ackerboden in Wales fest. Diese Effekte lassen sich einerseits auf die mit den Biokohlen applizierten P-Mengen zurückführen, andererseits beeinflusst die zugeführte Biokohle den P-Haushalt der Böden auch in anderer Weise.

So kann es durch die Steigerung der bodenbiologischen Aktivität nach Einsatz von Biokohlen (Warnock et al. 2007) zu einer erhöhten Mineralisierung des organisch gebundenen Phosphors (Anderson et al. 2011) und damit zu einer gesteigerten P-Versorgung der Pflanzen kommen. Dieses Prinzip einer Verbesserung der mikrobiellen Umsatzleistungen und Mineralisierung organischer Verbindungen lässt sich auch auf andere Nährstoffe übertragen (s. Kap. 2.8.5). Wie Warnock et al. (2007) gehen auch Pietikäinen et al. (2000) davon aus, dass die Biokohle als Habitat oder Lebensraum für Mikroorganismen dienen kann, so dass sie in den feinen Poren vor anderen Bodenorganismen geschützt sind. Eingeschränkt werden diese Schlussfolgerungen von Yoshizawa et al. (2005), die aus ihren Untersuchungen ableiten, dass aufgrund von häufigem Sauerstoffmangel in dem Feinporensystem der Biokohle in erster Linie die Oberflächen der Biokohlen besiedelt werden.

Gundale und DeLuca (2007) stellten eine Stimulierung der Mykorrhizierung durch Biokohle fest und sehen hierin eine Ursache für die Verbesserung der P-Verfügbarkeit (s. Kap. 2.8.5). Veränderungen des Boden-pH-Wertes infolge der Anwendung von Biokohlen haben ebenfalls einen Einfluss auf die Löslichkeit des Phosphors in Böden (DeLuca et al. 2009). Im Falle einer pH-Anhebung in sauren Böden durch Zufuhr von Basen (Ca, Mg, K) mit der Biokohle bzw. den enthaltenen Aschebestandteilen verringern sich die Konzentrationen von Eisen- und Aluminium-Ionen in der Bodenlösung und die Bindung von Phosphor an Al- und Fe-Oxide oder -Hydroxide wird reduziert (Steiner et al. 2007b). Hierdurch nimmt die Verfügbarkeit des Phosphors zu (Cui et al. 2011, Steiner et al. 2008b). Eine Anhebung der pH-Werte über 6,2 kann andererseits zu einer verstärkten Bildung von Ca-Phosphaten und einer Reduzierung der P-Verfügbarkeit führen

(Lehmann et al. 2003a, Topoliantz et al. 2005a). Kohlen mit relativ niedrigen pH-Werten wie die meisten HTC-Kohlen (Libra et al. 2011) können demnach den pH-Wert der behandelten Böden absenken (Cheng et al. 2006) und die P-Verfügbarkeit in sehr schwach sauren bis schwach alkalischen Böden verbessern.

Unklarheiten bestehen noch hinsichtlich der Anionen-Austauschkapazität der Biokohlen und damit der Bindungskapazität für Phosphat-Ionen. Nach Yao et al. (2012) ist die Phosphatspeicherung in den verschiedenen Biokohlen sehr unterschiedlich ausgeprägt. Im Laufe der Oxidation der Biokohleoberflächen nehmen die positiven Ladungen der Oberflächen ab und die negativen Ladungen zu. Hierdurch steigt die Kationenaustauschkapazität (Cheng et al. 2008a) und die Phosphatsorption geht zurück. Eine deutliche P-Adsorption an Biokohlen stellten Beck et al. (2011), Laird et al. (2010a) und Lehmann (2002) fest. Bridle und Pritchard (2004) sowie Downie et al. (2007) führen die Bindung von Phosphor auf die Fällung von Ca-Phosphaten an den Oberflächen von Biokohlen mit hohen pH-Werten zurück. Nach Neri et al. (2005) ist ein

großer Teil des derart an die Biokohle gebundenen Phosphors noch pflanzenverfügbar. Auch können organische Komplexbildner (Chelate) an die Biokohle gebunden werden, so dass sie für die Bildung von schwer löslichen Komplexen mit Phosphor nicht mehr zur Verfügung stehen (DeLuca et al. 2009). Allerdings kann hierdurch auch die Bildung löslicher Komplexe beeinträchtigt sein.

Der Einsatz von Biokohlen aus P-reichen Ausgangsstoffen wie z.B. Geflügelmist kann nicht nur eine Verbesserung der P-Versorgung der behandelten Böden und Kulturpflanzen zur Folge haben (Chan et al. 2008), im Falle hoher Gaben solcher Biokohlen (4 Masse-% des Bodens) kann es auch zu einer erhöhten P-Auswaschung kommen (Hass et al. 2012). In Versuchen zum Einsatz von Biokohlen aus Holz wurde aber eine verringerte P-Auswaschung aus 0-120 cm Bodentiefe festgestellt (Major et al. 2012). Auch Novak et al. (2009a) ermittelten bei Einsatz von Biokohle aus Pekanusschalen in einem Ackerboden aus lehmigem Sand eine Verringerung der P-Auswaschung.

Nährstoffkationen

Die große Porosität und innere Oberfläche der Biokohle sowie die mit der Alterung zunehmende negative Oberflächenladung (Bird et al. 2008, Cheng et al. 2008a, Downie et al. 2009, Novak et al. 2009b) haben eine Erhöhung der Kationenaustauschkapazität der behandelten Böden zur Folge. Neben den Hauptkationen Ca, Mg und Na spielt vor allem die verbesserte Speicherung von Kalium für die Pflanzenernährung eine besondere Rolle (Cheng et al. 2006, Glaser et al. 2002b, Liang et al. 2006, Major et al. 2010a, Steiner et al. 2007b, Van Zwieten et al. 2010c). Auch die Bioverfügbarkeit von Erdalkalien wie Kalzium und Magnesium und von positiv geladenen Mikronährstoffen konnte so durch Zugabe von Biokohle gesteigert werden (Glaser et al. 2002a,

Lehmann et al. 2003b, Steiner et al. 2007b). Über eine Verbesserung der Ca-, Mg- und K-Versorgung einiger mit Biokohle behandelter Böden berichten ebenfalls Gaskin et al. (2010), Major et al. (2010a) und Quilliam et al. (2012). Major et al. (2010a) ermittelten bei ihren Untersuchungen auch einen positiven Einfluss von Biokohlen auf die Mn und Cu-Versorgung der angebauten Pflanzen.

Im Falle einer Übersättigung der Sorptionskapazität der Biokohlen kann es jedoch auch zu einer Auswaschung von Ca-, Mg- und K-Ionen kommen (Downie et al. 2007). Diese Gefahr besteht insbesondere bei frischen und wenig oxidierten Biokohlen, die aufgrund der Ausgangsstoffe und/oder Herstellungsbedingungen hohe Gehalte dieser Nährstoffe aufweisen. So stellten Major et al. (2012) nach Einsatz von Biokohle aus verschiedenen Hölzern eine erhöhte Ca-, Mg- und K-Auswaschung in 60 cm Bodentiefe eines Oxisols fest. Aufgrund der bodenmeliorativen Wirkung der Biokohle, insbesondere der Anhebung der zuvor sauren Bodenreaktion, konnten aber das Pflanzenwachstum und die Durchwurzelung des Bodens entscheidend verbessert werden, so dass es zu einer Verringerung des Nährstoffaustrages in 120 cm Tiefe kam.

Schwefel

Die Schwefelversorgung kann durch die Anwendung von Biokohlen mit hohen PH-Werten und die daraus folgende Anhebung des Boden-pH-Wertes in den schwach sauren bis neutralen Bereich verbessert werden, da hierdurch die Mineralisierung organischer Schwefelverbindungen begünstigt wird (DeLuca et al. 2009). Auch die Reduzierung der Albedo und die damit verbun-

dene schnellere Erwärmung der Oberböden können zu einer erhöhten mikrobiellen Aktivität und Schwefelmineralisierung führen.

Das Nährstoffspeicher- und Nährstofftransformationspotenzial der Biokohlen kann dazu genutzt werden, Nährstoffverluste bei der Kompostierung oder Fermentation organischer Primärsubstanzen herabzusetzen und insbesondere den N-Austrag durch gasförmige Emissionen oder die Auswaschung mit dem Sickerwasser zu reduzieren (Hua et al. 2009, Steiner et al. 2010). Nach Chen et al. (2010a) und Laird et al. (2010b) wird auch die N- und P-Auswaschung bei der Düngung mit nährstoffreichen organischen Düngemitteln wie Schweinegülle durch Zugabe von Biokohle deutlich verringert. Prost et al. (2013) stellten eine „Beladung“ von Holzkohle mit N, P und K bei der gemeinsamen Kompostierung mit Tierdung und Stroh fest. Durch die gemeinsame Kompostierung von leicht abbaubaren organischen Stoffen und Biokohlen ist somit auch eine Nährstoffanreicherung der Biokohlen erreichbar. Hierdurch können die mit geringen Nährstoffgehalten und -verfügbarkeiten verbundenen Defizite der Biokohle (vgl. Kap. 2.5) für bestimmte Anwendungen, beispielsweise im Pflanzenbau, kompensiert werden.

Fazit

Die Einmischung von Biokohlen in Böden beeinflusst deren Nährstoffhaushalt in vielfältiger Weise. Aufgrund ihrer hohen Porosität und inneren Oberfläche besitzen Biokohlen eine große Speicherkapazität für Nährstoffe. Die mit der Alterung der Kohleoberflächen zunehmende Bildung funktioneller Gruppen und negativer Ladungsüberschüsse führt zu einer erhöhten Sorptionskapazität für Nährstoffkationen. Darüber hinaus ist auch eine nennenswerte Adsorptions- und Speicherkapazität für Nährstoffanionen gegeben. Die in einigen Untersuchungen nach Einsatz von Biokohle festgestellte Verbesserung der Wasserkapazität und Verringerung der Lagerungsdichte können die Durchwurzelung der Böden und damit die Erschließung und Aufnahme verfügbarer Nährstoffe durch die Pflanzen erleichtern. Gleichzeitig können hierdurch mikrobielle Umsetzungsprozesse und damit die Mineralisierung sowie Immobilisierung von Nährstoffen verstärkt werden. Biokohlen mit hohen pH-Werten, wie die meisten Pyrolysekohlen oder HTC-Kohlen aus basischen Ausgangsstoffen, führen zudem zu einer pH-Wert-Anhebung. Hierdurch werden die mikrobiellen Umsatzleistungen und die chemischen Lösungs- und Fällungsreaktionen beeinflusst.

Der weitaus überwiegende Teil der bisherigen Untersuchungen zur Wirkung von Biokohlen auf den Nährstoffhaushalt der behandelten Böden befasst sich mit der Beeinflussung des Stickstoffkreislaufs. Trotz der großen Variabilität der geprüften Biokohlen, Einsatzmengen und behandelten Böden lassen sich allgemeine Trends der Wirkungsweise ableiten. So führen in vielen Fällen die durch Biokohlegaben verursachte Sorption und Immobilisierung von Stickstoff zu einer Verringerung der N-Auswaschung mit dem Sickerwasser, insbesondere in sandigen Böden. Zudem kann es zu einer Reduktion der N₂O-Emissionen aus den mit Biokohlen behandelten Böden kommen. Somit ergeben sich zahlreiche Anhaltspunkte und Belege dafür, dass durch den Einsatz von Biokohlen die Stickstoffspeicherung in den behandelten Böden erhöht und N-Verluste verringert werden können. Hieraus resultiert die Möglichkeit, die Effizienz der N-Düngung im Pflanzenbau zu verbessern und den N-Kreislauf im System Boden-Pflanze stärker zu schließen.

Trotz der bereits vorliegenden Untersuchungsergebnisse fehlt ein tieferes Prozessverständnis zur Wirkung der Biokohlen auf den Bodennährstoffhaushalt. Aufgrund der in den bisherigen Versuchen eingesetzten unterschiedlichen Biokohlequalitäten und -mengen und der Variabilität der behandelten Böden ist eine systematische Betrachtung nicht in ausreichendem Maße möglich, um letztendlich Qualitätskriterien und Empfehlungen für die gezielte Herstellung und Anwendung von Biokohlen zur Verbesserung des Bodennährstoffhaushaltes zu geben, insbesondere wenn diese standort- und nutzungsbezogen erfolgen sollen.

Künftige Untersuchungen sollten biologische und biochemische Prozesse in stärkerem Maße betrachten, um die Wirkung der Biokohlen auf den Nährstoffhaushalt der Böden aufzuklären. Der Einsatz von Nährelementisotopen kann Aufschluss über deren Umsetzung und Speicherung und somit ein besseres Prozessverständnis ermöglichen. Erforderlich sind zudem mittel- bis langfristige Untersuchungen, um die Alterung der Biokohlen und die damit verbundenen Änderungen ihrer Eigenschaften sowie langfristige Effekte auf den Bodennährstoffhaushalt zu erfassen. Im Hinblick auf eine Umsetzung der Biokohleanwendung in der pflanzenbaulichen Praxis sind Untersuchungen im Feld- und Einzugsgebietsmaßstab notwendig, die eine realitäts-

nahe Modellbetrachtung für das System Boden-Pflanze auf der Ebene von Bewirtschaftungseinheiten (Schlägen) bzw. der Landschaftsskala ermöglichen.

2.8.4 Schadstoffe

Biokohle wirkt auf die Gehalte, insbesondere aber auf die Verfügbarkeit organischer und anorganischer Schadstoffe im Boden ein. Dazu liegt eine Vielzahl von Untersuchungen vor.

Anorganische Schadstoffe

In zahlreichen Review-Artikeln (s. Kap. 2.8.1) wird eine positive Wirkung von Biokohle und Holzkohle auf die Verfügbarkeit von Schwermetallen postuliert. Die Herabsetzung der Schwermetallverfügbarkeit wird dabei insbesondere mit zwei wesentlichen bodenchemischen Änderungen nach dem Biokohleinsatz erklärt. Erstens wird nach Biokohleinsatz häufig eine Erhöhung der pH-Werte gemessen und zweitens eine signifikante Erhöhung der Kationenaustauschkapazität. Obgleich der Biokohle häufig allgemein günstige Auswirkungen auf die Verfügbarkeit von Schwermetallen attestiert werden, können pauschale Bewertungen nicht vorgenommen werden.

Die Untersuchungen von Beesley et al. (2010) illustrieren, dass Biokohle auf die Verfügbarkeit von Schwermetallen durchaus sehr differenziert wirken kann. Sie versetzten einen schwermetall-belasteten Boden im Verhältnis 2:1 mit Kompost und im Verhältnis 2:1 mit Biokohle sowie zusätzlich im Verhältnis 1:1:1 mit Kompost und Pyrolysekohle. Die Zn- und Cd-Gehalte in der Bodenlösung gingen nach der Biokohle-Anwendung signifikant und stark zurück, hingegen stiegen die Arsengehalte leicht und die Kupfergehalte überaus stark an.

Zu differenzierten und in gewisser Weise auch widersprüchlichen Aussagen hinsichtlich der Verringerung der Bioverfügbarkeit von Cd, Pb und Cu nach der Anwendung von Pyrolysekohle aus Geflügelmist und Grünschnitt gelangen auch Park et al. (2011). Bei Cd und Pb ist eine signifikante Verringerung der wasserlöslichen und bioverfügbaren Anteile festzustellen, unabhängig davon, ob die Kontamination an Cd und Pb dem Boden hinzu dotiert wurde oder dort bereits vorgelegen hatte. Im Gegensatz dazu hat der Einsatz von Biokohle keine Verringerung der Bioverfügbarkeit von Cu zu Folge, hingegen ist eine schwache Tendenz einer erhöhten Cu-Verfügbarkeit nach Biokohleinsatz festzustellen. Dieses wird mit erhöhten Gehalten an DOC durch den Biokohleinsatz begründet und mit einer vergleichsweise großen Affinität von Cu zu DOC.

Uchimiya et al (2012b) untersuchten die Wirkung verschiedener Pyrolysekohlen auf die Verfügbarkeit von Schwermetallen, die einem sorptionsschwachen, landwirtschaftlich genutzten Boden (thermic, Typic Kandudult) zugesetzt worden waren. Die Biokohlen waren jeweils bei 350°C und 700°C aus verschiedenen Wirtschaftsdüngern und Fäkalien aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung erzeugt worden. Die hinsichtlich ihrer Zusammensetzung durchaus unterschiedlichen Biokohlen bewirkten in Mischung mit o.g. Bodensubstrat (10 % Biokohle) eine erkennbare Verringerung der löslichen Gehalte an Pb, Cd, Cu und Ni. Die löslichen Blei- und Kupfergehalte gingen um über 90 % gegenüber dem unbehandelten Boden zurück, bei Cd und Ni war die Reduktion der verschiedenen getesteten Varianten deutlich differenziert. So vermochten die Biokohlen aus „Schweine- und Rindermist die Löslichkeit von Cd und insbesondere von Ni nur geringfügig zu verringern. Neben diesem erwünschten Effekt, die Schwermetallmo-

bilität zu reduzieren wurde auch eine Freisetzung potentieller Pflanzennährstoffe aus den Biokohlen festgestellt, was als positiv im Hinblick auf die Pflanzenernährung gelten kann.

Ähnlich wie die bereits erwähnten Untersuchungen von Park et al. (2011) zeigt auch die Studie von Uchimiya et al (2012b), dass grundsätzlich zwar eine Verringerung der Schwermetallverfügbarkeit nach Biokohle-Einsatz erwartet werden kann, dass aber das Ausmaß dieser Veränderung je nach betrachtetem Element und je nach Eigenschaft der Biokohle sehr unterschiedlich ausfällt und entsprechend zu bewerten ist.

In einer anderen Untersuchung zeigen Uchimaya et al. (2012a), dass die Sorptionskapazität für die Mehrzahl der Schwermetalle vor allem von den reaktiven Carboxyl-Gruppen der Biokohlen abhängt. Biokohlen, bei denen durch bestimmte Behandlungen (Oxidation der Biokohle mit H_2SO_4 und HNO_3) die Anzahl der Carboxyl-Gruppen höher waren, hatten eine höhere Adsorptionskapazität für Schwermetalle, die als Kation vorliegen (hier Pb, Cu, Zn) als unbehandelte Biokohlen. Allerdings zeigten die behandelten Biokohlen im Gegensatz zu den unbehandelten Varianten eine Mobilisierung von Elementen, die bevorzugt als Anion vorliegen, hier Antimon und Arsen.

Fellet et al. (2011) versetzten einen stark schwermetallhaltigen Bergehaldenrückstand (Pb, Zn) mit steigenden Mengen (bis zu 10 Vol.-%) einer Biokohle (hergestellt aus Rückständen von Obstplantagen, Verschmelzung bei $500^\circ C$). Mit der Biokohle-Anwendung wurde das ohnehin alkalische Haldenmaterial (pH 8,2) in den stark alkalischen Bereich angehoben (pH > 10 bei einer Applikationsmenge von 10 % Biokohle) sowie die Kationenaustauschkapazität von 6 auf $12 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ erhöht. Eine statistisch signifikante Verringerung der Schwermetallverfügbarkeit (Schwermetallgehalte im DTPA-Extrakt) war lediglich bei Pb festzustellen, die übrigen Schwermetalle zeigten tendenziell eine geringfügige Abnahme der bioverfügbaren Fraktion. Das Element Kupfer wurde durch die Biokohle in den Versuchssubstraten gegenüber dem Ausgangszustand deutlich angereichert, und gleichzeitig auch die bioverfügbaren Kupfergehalte erhöht. Zwar verbesserten sich durch die Biokohle-Anwendung auch die Gehalte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen, insgesamt zeigt die Untersuchung aber eindrucklich, dass selbst bei Biokohle-Anwendung auf einem stark mit Schwermetallen belasteten Substrat nicht nur positive Effekte eintreten. In dieser Untersuchung steht dem Rückgang der Pb-Verfügbarkeit eine Steigerung der Cu-Verfügbarkeit gegenüber, und auch die Anhebung der pH-Werte in den stark alkalischen Bereich (> pH 10) sollte kritisch gesehen werden.

Nach Hua et al. (2009) wird die Mobilität und Verfügbarkeit von Cu und Zn durch die Anwendung einer Bambus-Holzkohle signifikant verringert. Sie untersuchten die Verfügbarkeit von Cu und Zn (DTPA-extrahierbare Fraktion) in Komposten, denen unterschiedlich hohe Mengen einer Bambus-Holzkohle zugesetzt worden war. Nach einer Einwirkungszeit von 42 Tagen zeigte die Variante mit der höchsten Holzkohlen-Anwendungsmenge (9 M.-% Holzkohle) eine Verringerung der DTPA-löslichen Zinkgehalte um 19 % und eine Verringerung der DTPA-löslichen Cu-Gehalte um 42 % jeweils gegenüber der Null-Variante.

Die hier zitierten Beispiele belegen, dass pauschale Aussagen zur Wirkung von Biokohle auf Gehalte und Verfügbarkeit von Schwermetallen grundsätzlich nicht zulässig sind. Zwar zeigt sich, dass in der Mehrzahl der Untersuchungen eine Verringerung der Verfügbarkeit zumindest einzelner Elemente durch den Einsatz von Biokohle oder Holzkohle eintritt, dass aber auch eine Mobilisierung von Schwermetallen oder von Arsen eintreten kann. Ferner liegen bisher kaum

systematische Untersuchungen im Feldmaßstab vor. Ebenso fehlen längerfristig angelegte Untersuchungen. In diesen beiden Bereichen besteht aktueller Forschungsbedarf.

Organische Schadstoffe

Biokohle kann eine Quelle für organische Schadstoffe in Böden sein, aber auch die Verfügbarkeit organischer Schadstoffe im Boden erheblich reduzieren. Eine mögliche Quellenfunktion von Biokohle für organische Schadstoffe wird in Kap. 0 behandelt.

Hilber und Bucheli (2010) werteten eine Vielzahl von Studien aus, in denen die Wirkung von „activated carbon“ auf die Veränderung der Verfügbarkeit von organischen Schadstoffen (u.a. PAK, PCB, verschiedenste Pflanzenschutzmittel, Butylzinn) untersucht wurde. Unter dem Begriff „activated carbon“ werden dabei von den Autoren neben Aktivkohle i.e.S. auch Biokohle, geschredderter Koks und Flugaschen subsummiert. Hilber und Bucheli zeigten auf, dass bei der Mehrzahl der ausgewerteten Studien eine signifikante Verringerung der Verfügbarkeit organischer Stoffe in Böden und Sedimenten durch „activated carbon“ festzustellen war. In Sedimenten wurde in 68 % der ausgewerteten Studien eine Verringerung der Verfügbarkeit organischer Schadstoffe um mehr als 50 % ermittelt, bei den Untersuchungen an Böden zeigten etwa die Hälfte der Untersuchungen (52 %) eine Verringerung der Verfügbarkeit organischer Schadstoffe von über 50 %. Für den geringen Erfolg (d.h. weniger als 50 % Verringerung der Verfügbarkeit) einiger Studien machen die Autoren u.a. eine zu geringe Einwirkungszeit der zugesetzten Biokohlen, zu geringe Zeitspannen für die Einstellung eines Gleichgewichtes in den Bodenlösungen sowie eine „Überladung“ der Sorptionskapazität der Kohlen aus. Im Ergebnis ihrer Auswertungen vertreten Hilber und Bucheli (2010) die Ansicht, dass gezielte Untersuchungen zu Anwendungstechnologien und den Randbedingungen des Einsatzes von Aktivkohlen für die Verringerung der Verfügbarkeit von organischen Schadstoffen notwendig sind. Insbesondere werden Versuche im Feldmaßstab und über längere Zeiträume gefordert. Insgesamt wird deutlich, dass die untersuchten Stoffe („activated carbon“) das Potenzial haben, die Verfügbarkeit organischer Schadstoffe bei der Sanierung bzw. Detoxifizierung belasteter Standorte zu verringern.

Weitere Untersuchungen belegen, dass Biokohle die Sorption organischer Stoffe im Boden fördert. So vergleichen Oleszczuk et al. (2012) die Wirkung von Biokohle und Aktivkohle auf die Verfügbarkeit und Mobilität von PAK in einem Klärschlamm. Beide Stoffe bewirken eine Verringerung der Bioverfügbarkeit von PAKs, dabei ist die Wirkung von Aktivkohle erheblich stärker, mit bis zu 95 % Verringerung der PAK in der Bodenlösung nach Aktivkohle-Anwendung gegenüber maximal 54 % Verringerung bei Biokohle-Anwendung.

Yang und Sheng (2003) konnten zeigen, dass kohlige Bestandteile in Aschen aus der Verbrennung von Weizen- und Reisstroh eine sehr hohe Sorptionskapazität für das Pflanzenschutzmittel Diuron aufweist. Diese war um den Faktor 400 bis 2500 höher als in dem getesteten Vergleichsboden. Auch Spokas et al. (2009a) stellten fest, dass Biokohle-Zugaben die Verfügbarkeit von Pflanzenschutzmitteln (Atrazin und Acetochlor) herabsetzen kann. Ihre Ergebnisse weisen allerdings auch darauf hin, dass die Adsorptionsfähigkeit der natürlichen organischen Bodensubstanz (Humus) des getesteten Bodens für Atrazin und Acetochlor höher ist als die Sorption durch die zugesetzte Pyrolysekohle.

Yu et al. (2006) belegen ebenfalls, dass Holzkohle aus Eucalyptus ein relevanter Sorbent für Diuron sein kann und damit das Auswaschungsrisiko verringert. Dabei hatte eine Holzkohle, die bei 850°C erzeugt worden war, gegenüber einer bei 450°C hergestellten Kohle eine höhere Sorptionskapazität. Dies wurde auf die größere spezifische Oberfläche und die höheren Gehalte an Mikroporen der bei einer höheren Temperatur produzierten Holzkohle zurückgeführt.

In einem weiteren Topfversuch untersuchten Yu et al. (2009) die Wirksamkeit der o.g. Biokohlen auf die Verfügbarkeit, den Abbau und die Pflanzenaufnahme von Chlopyrifos und Carbofuran. Die Pflanzenaufnahme konnte insbesondere durch die Anwendung der 850°C-Kohle (Aufwandmenge: 1 M.-%) erheblich gesenkt werden. Diesem insgesamt positiv zu beurteilendem Ergebnis steht aber auch der Befund gegenüber, dass der Abbau dieser Stoffe bei Anwesenheit von Biokohlen erheblich verzögert wurde. Die Halbwertszeit von Carbofuran stieg von 11,9 Tagen im unbehandelten Substrat auf über 33 Tage nach Einmischung der 850°C-Kohle an, die Halbwertszeit von Chlorpyrifos von 12 auf 43 Tage. Dieser verzögerte Abbau wird mit der verringerten Bioverfügbarkeit der Stoffe durch die Biokohle begründet. Diese geringere Bioverfügbarkeit führt also einerseits zu dem gewünschten Effekt, dass die Pflanzenaufnahme dieser Mittel verringert wird, andererseits aber auch dazu, dass der mikrobielle Abbau verzögert und damit eine unerwünschte Anreicherung dieser Stoffe im Umweltkompartiment Boden verstärkt stattfindet.

Graber et al. (2012) untersuchen die Wirkung von zwei Pyrolysekohlen auf die Pflanzenverfügbarkeit der Pflanzenschutzmittel S-Metolachlor und Sulfentrazone. Eine Biokohle mit hoher spezifischer Oberfläche ($200 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) setzte die Pflanzenverfügbarkeit der beiden Mittel sehr viel stärker herab als eine Biokohle mit geringer spezifischer Oberfläche ($3,6 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$). Die Autoren folgern daraus, dass der Einsatz von Biokohlen mit sehr hoher Oberfläche im Pflanzenbau kritisch sei, da die Wirksamkeit von Pflanzenschutzmitteln zu stark herabgesetzt werden könnte.

Fazit

Aufgrund der hier zitierten Arbeiten ist allgemein festzustellen, dass Biokohlen die Verfügbarkeit organischer Stoffe, insbesondere auch organischer Schadstoffe in Böden und Sedimenten verringern kann. Für eine Sanierung von belasteten Standorten, bei denen eine Verringerung der Auswirkungen organischer Schadstoffe angestrebt wird, ist diese Wirkung von Biokohlen als wesentlich und als positiv einzuschätzen. Ihr Einsatz kann die Verfügbarkeit organischer Schadstoffe erheblich reduzieren (Hilber und Bucheli 2010). Diese Immobilisierung von Schadstoffen kann aber auch gleichzeitig eine Verringerung bzw. Verzögerung des mikrobiellen Abbaus dieser Stoffe bedeuten. Zielt die Sanierung eines Standortes auf eine Schadstoffeliminierung durch mikrobiellen Abbau, so dürfte das Potenzial von Biokohlen zur Immobilisierung von organischen Schadstoffen eher kontraproduktiv sein.

Im Hinblick auf Wirkung der im Zuge landwirtschaftlicher Nutzung ausgebrachten Pflanzenschutzmittel ist die Fähigkeit der Biokohlen zur Demobilisierung organischer Stoffe ambivalent. Zwar kann durch Biokohle eine unerwünschte Pflanzenaufnahme verringert werden. Gleichzeitig wird aber auch die erwünschte Wirkung der applizierten Pflanzenschutzmittel potentiell herabgesetzt, so dass gegebenenfalls eine höhere Dosierung nötig wird. Bei gleichzeitiger Erhöhung der Halbwertszeit kann daher eine verstärkte Anreicherung von Pflanzenschutzmitteln

in Böden, die erhöhte Gehalte an Biokohlen aufweisen, hervorgerufen werden. Daher ist dieses zunächst positiv erscheinende Potenzial von Biokohlen zur Demobilisierung organischer (Schad-)Stoffe durchaus kritisch zu sehen.

2.8.5 Bodenbiologie

Da die Bodenflora durch die Humifizierung und Mineralisierung organischer Substanz und die Bodenfauna insbesondere bezüglich Durchmischung, Durchlüftung und Lockerung der Böden wichtige Prozesse in Ökosystemen steuern, ist die Wirkung von Biokohle auf die Bodenbiologie von großer Bedeutung. Die Wirkung von Biokohle auf die Bodenflora und -fauna hängt von den Biokohleeigenschaften (Sorptionsfähigkeit, pH, Nährstoffgehalte und -verfügbarkeiten, Porenstruktur, Größe der inneren und äußeren Oberflächen) und damit von ihrem Ausgangsmaterial und dem Herstellungsverfahren sowie von den Bodeneigenschaften (organische Bodensubstanz, pH, Kationenaustauschkapazität, Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit) ab.

Im Folgenden wird auf Wirkungspfade innerhalb einzelner Organismengruppen eingegangen (Abb. 12). Besonders komplex wird das System dadurch, dass sich Mykorrhiza und Bakterien sowie Bakterien und Regenwürmer auch gegenseitig beeinflussen, so dass bei den Regenwürmern zwar am wenigsten direkte Wirkungspfade identifiziert wurden, aber indirekt alle Pfade relevant sein können, da diese die für die Regenwürmer notwendigen Bakterienabundanz bestimmen. Bei den hier zusammengefassten Ergebnissen aus der Literatur bleibt festzuhalten, dass der Einfluss von Biokohle auf den Boden erst seit wenigen Jahren vermehrt untersucht wird und dass es daher auch für den Bereich der Bodenbiologie derzeit nicht möglich ist, auf Langzeitwirkungen von Biokohle zu schließen.

Bakterien

Nach Zugabe von Biokohle in den Boden wurde in verschiedenen Studien je nach Rahmenbedingungen ein Anstieg oder eine Verringerung der Häufigkeit und Aktivität von Bakterien beobachtet (Deenik et al. 2010, Khodadad et al. 2011, Kolb et al. 2009). Zu einigen Wirkungspfaden gibt es schon erste Untersuchungen, während aber die übrigen eher als Vermutungen in der Literatur erwähnt werden (Abb. 12).

Wie in Kap. 2.4 beschrieben, ist der Gehalt an aromatisch gebundenem Kohlenstoff desto höher je höher die Temperatur der Pyrolyse bei der Herstellung war. Gleichzeitig steigt die chemische Stabilität der Biokohle mit dem Gehalt an aromatisch gebundenem Kohlenstoff (Nguyen et al. 2010). Aufgrund der chemischen Stabilität ist davon auszugehen, dass Mikroorganismen Pyrolysekohle nur in sehr geringem Umfang als Energie- oder Nährstoffquelle nutzen. Je nach Ausgangsstoff und Herstellungsverfahren der Biokohle kann jedoch ein geringer Teil des Kohlenstoffes oder des Stickstoffes leicht auswaschbar sein und mineralisiert werden (Lehmann et al. 2009). Nach Lehmann et al. (2011) lässt sich dieser Anteil durch Inkubationsstudien bestimmen und als flüchtiger Anteil („volatile matter“ – VM) oder als labile Fraktion bezeichnen. Deenik et al. (2010) konnten für Niedrigtemperatur-Pyrolysekohle aus Macadamia-Nusschalen einen höheren VM-Gehalt nachweisen als für Hochtemperatur-Biokohle. Mit dem VM-Gehalt steigt auch der leicht verfügbare Kohlenstoffgehalt im Boden. Entsprechend konnte mehrfach nach Zugabe von Niedrigtemperatur-Biokohle ein signifikanter Anstieg der Bodenatmung festgestellt werden, der höher war als bei Zufuhr von Hochtemperatur-Biokohle (Deenik et al.

2010, Khodadad et al. 2011). Da der VM-Gehalt leicht auswaschbar ist, muss jedoch davon ausgegangen werden, dass es sich hierbei um Effekte handelt, die nur kurz nach Biokohlezugabe beobachtet werden können.

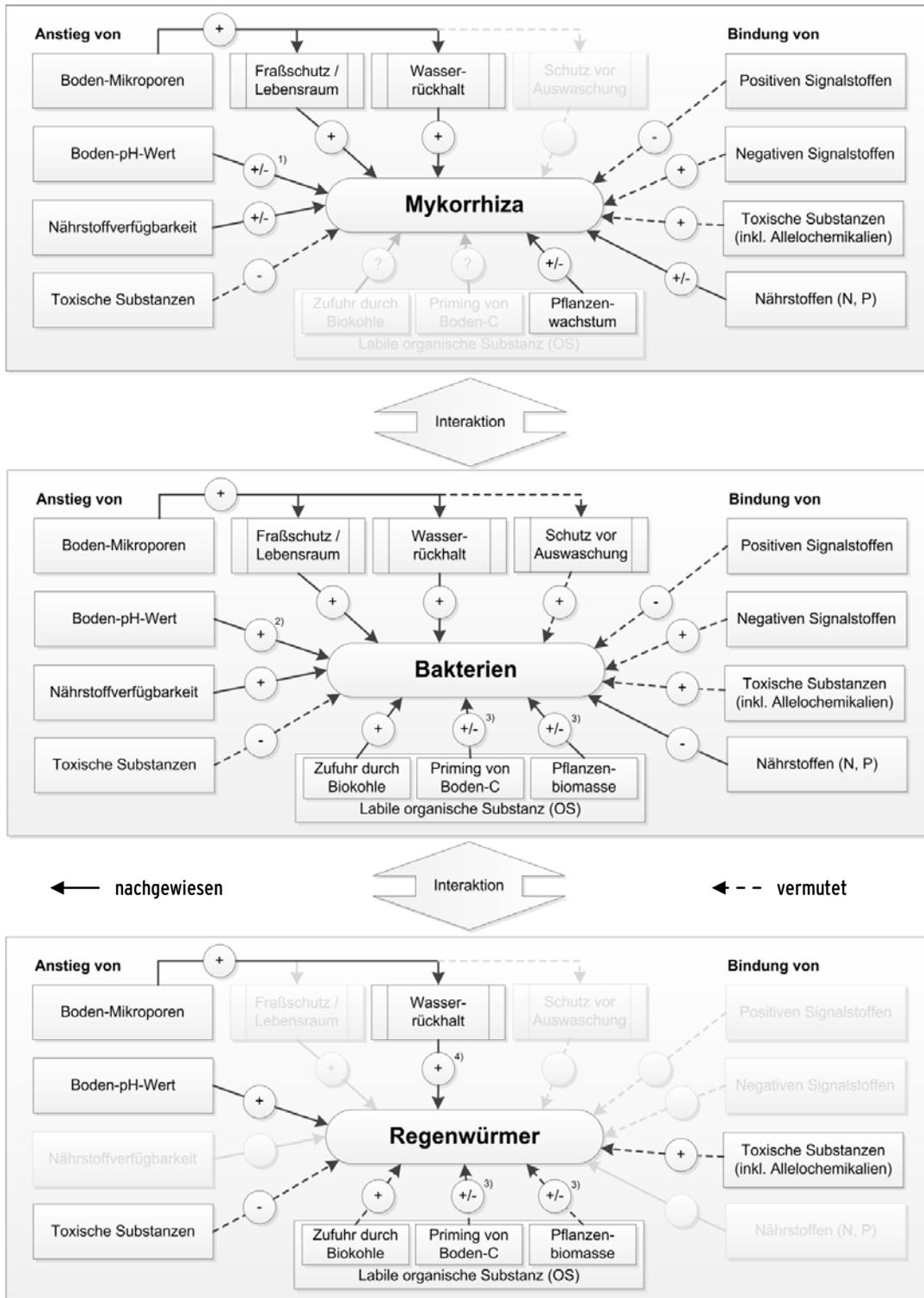


Abb. 12: Beeinflussung der Bodenbiologie durch physikalische und chemische Bodenveränderungen nach Zugabe von Biokohle am Beispiel von Mykorrhiza, Bakterien und Regenwürmern.

¹⁾ Mykorrhiza ziehen einen leicht sauren Boden-pH vor - eine pH-Anhebung kann sich bereits negativ auswirken.
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.

Bargmann et al. (2014a) stellten nach Einsatz von HTC-Kohlen in einem Oberboden aus lehmigem Sand eine stärkere Zunahme der Bodenatmung und der mikrobiellen Biomasse fest als nach Anwendung gleicher Mengen von Pyrolysekohlen, die aus den gleichen Ausgangsstoffen hergestellt worden war, und führen dies auf die geringere Abbaustabilität bzw. den höheren Anteil leicht abbaubarer Kohlenstoffquellen in den HTC-Kohlen zurück. Die damit einhergehende mikrobielle N-Immobilisation war vor allem in der ersten Woche nach dem Einsatz der HTC-Kohlen festzustellen. Um über den zeitlichen Rahmen des Einflusses von unterschiedlichen Biokohlegaben differenzierte Aussagen treffen zu können, bedarf es entsprechender Langzeitstudien.

Der Grad des Anstiegs der Bodenatmung durch Biokohle hängt maßgeblich von den Bodeneigenschaften selbst ab, insbesondere der vorher bereits vorhandenen mikrobiellen Biomasse und der Nährstoffverfügbarkeit (Kolb et al. 2009). Eine Limitation für das mikrobielle Wachstum nach Zugabe von Biokohle wurde auf eine beschränkte Verfügbarkeit von Stickstoff zurückgeführt (Deenik et al. 2010, Kolb et al. 2009). In einer vergleichenden Untersuchung mit zwei Geflügelmist-Pyrolysekohlen (Herstellung bei 450 °C ohne Aktivierung und bei 550 °C mit Aktivierung) konnte das mikrobielle Wachstum durch eine zusätzliche Stickstoffdüngung im Falle der Niedrigtemperatur-Biokohle gesteigert werden (Chan et al. 2008). Nach Anwendung der Hochtemperatur-Biokohle zeigte eine N-Ergänzungsdüngung keinen Effekt, da aufgrund wesentlich geringerer Phosphorgehalte vermutlich eine zusätzliche Phosphorlimitation gegeben war. Eine Studie von Rondon et al. (2007) auf einem tropischen, nährstoffarmen aber gedüngten Boden zeigte die positive Wirkung einer Eukalyptus-Pyrolysekohle-Zugabe (350 °C) auf die biologische Stickstofffixierung von Rhizobiabakterien in Bohnenpflanzen. Die Autoren gehen davon aus, dass die Zugabe von Biokohle die Stickstoffverfügbarkeit im Boden verringert hat und dadurch die biologische Stickstofffixierung angeregt wurde.

Durch die Sorption von Bakterien auf Biokohleoberflächen könnte die Auswaschung der Bakterien aus dem Boden verringert und somit die mikrobielle Biomasse erhöht werden. Ob es wirklich hierdurch zu einer signifikanten Verringerung der Auswaschung von Bakterien kommt, hängt jedoch wiederum von den Biokohleeigenschaften ab, wie dem Ascheanteil oder Porengrößenverteilung (Lehmann et al. 2011). Auch Khodadad et al. (2011) gehen davon aus, dass der Anstieg der Bakterienanzahl und -diversität nach Einsatz von Hochtemperatur-Biokohle auf die größere innere und äußere Oberfläche der Kohle zurückzuführen ist, die als neuer Lebensraum das mikrobielle Wachstum begünstigt.

Aufgrund der vielseitigen Wirkungen von Biokohle auf die Mikroorganismen ist der Einfluss nicht auf jede Bakterienart gleich groß, so dass es zu Verschiebungen in der Häufigkeitsstruktur mikrobieller Biozönosomen kommen kann (Anderson et al. 2011, Khodadad et al. 2011, Kolton et al. 2011). Die Zusammensetzung bakterieller Gesellschaften wird durch Zugabe von Biokohle sowohl in der Rhizosphäre als auch in wurzelfreien Bodenpartien verändert, wobei ein Unterschied zwischen Rhizosphäre und wurzelfreiem Boden bestehen bleibt (Anderson et al. 2011, Graber et al. 2010, Kolton et al. 2011). Eine Steigerung der bakteriellen Diversität konnte nach Einsatz einer Biokohle aus Eichenholz und Gras aufgezeigt werden, die bei hohen Pyrolysetemperaturen hergestellt wurde (Khodadad et al. 2011).

Mykorrhiza

Der Einfluss von Biokohle auf Pilze ist weniger gut erforscht. Mykorrhizapilze leben in Symbiose mit Pflanzen und liefern diesen Wasser und Nährstoffe. Eine Biokohlezugabe zum Boden kann sich sowohl positiv als auch negativ auf das Mykorrhizawachstum auswirken. Einzelne Wirkungspfade entfallen im Vergleich zu den Bakterien (Abb. 12).

Pyrolysekohle führte zu einer gesteigerten Besiedlung von Weizenwurzeln durch arbuskuläre Mykorrhiza (AMF) (Blackwell et al. 2010, Solaiman et al. 2010). Ein Grund hierfür könnte der beobachtete Porositätsanstieg im Bereich der Poren mit einem Durchmesser von 2-80 µm im Boden sein (Blackwell et al. 2010). Während Feinwurzeln Durchmesser von 5-17 µm aufweisen (Dittmer 1949), können die Spitzen der Mykorrhizapilzhyphen bis zu 2 µm kleine Durchmesser haben und somit auch in kleinere Poren der Biokohle eindringen (Allen 2007, Lehmann et al. 2011, Thies und Rillig 2009). Direkte Nachweise, dass die Zunahme der Mykorrhizierung mit einer erhöhten Porosität zusammen hängt sowie das entsprechende Prozessverständnis fehlen jedoch bislang (Blackwell et al. 2010, Thies und Rillig 2009).

Eine unveränderte bis abnehmende Häufigkeit von AMF wurde in Untersuchungen mit Spitzwegerich nach Zugabe von Pyrolysekohle aus Kiefern- und Erdnussschalen festgestellt (Warnock et al. 2010). Als mögliche Gründe werden genannt: ein Anstieg des Phosphorgehaltes im Boden und die damit verringerte Abhängigkeit der Pflanzen von AMF sowie in der Biokohle enthaltene organische Stoffe, die das AMF-Wachstum hemmen. Die Zugabe von HTC-Kohle aus Zuckerrübenschnitzeln bewirkte eine Zunahme der AMF ab einer Konzentration von 10-20 Vol.-% Kohle und eine Reduktion der AMF bei einer Konzentration von 80 Vol.-% (Rillig et al. 2010). Die Autoren konnten weiterhin nachweisen, dass die HTC-Kohle die Sporenkeimung stimuliert, was als ein möglicher Grund für die Zunahme der AMF bei moderaten HTC-Kohlekonzentrationen angesehen wird. Die AMF-Abnahme führen die Autoren auf die gleichzeitige Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums und die damit möglicherweise verbundene Reduzierung der Kohlenstoffversorgung des Pilzes durch den Wirt zurück.

Neben der Erhöhung der Porosität des Bodens als Refugialraum für die Mykorrhiza haben Warnock et al. (2007) aus verschiedenen Holzkohlestudien folgende weitere mögliche Mechanismen zusammengefasst, durch die Biokohle die Mykorrhizadichte beeinflussen könnte:

- Beeinflussung der Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen und Pilze: eine Nährstoffzufuhr durch die Biokohle kann direkt das Pilzwachstum begünstigen; andererseits kann eine verstärkte Stickstoffbindung in Folge der Biokohlezugabe die Abhängigkeit der Pflanzen von der Nährstoffzufuhr über die Mykorrhiza erhöhen
- Veränderung der Aktivität anderer Mikroorganismen, die sich wiederum auf die Mykorrhiza auswirken kann (als „Interaktion“ in Abb. 12 dargestellt)
- Veränderung der Dynamik von Signalstoffen zwischen Pflanzen und Mykorrhiza oder die Bindung von Allelochemikalien

Regenwürmer

Zu den Fressfeinden der Mikroorganismen zählen Bodentiere wie Fadenwürmer, Regenwürmer und Gliederfüßler. Obwohl diese eine entscheidende Rolle bzgl. der Mikroorganismendichte und der vertikalen Verlagerung von Biokohle im Boden haben können, gibt es bisher nur we-

nige Studien über die Wirkung von Biokohle auf Bodentiere (Lehmann et al. 2011). Die Literatur beschränkt sich derzeit auf Regenwürmer. Ob Regenwürmer Boden mit Biokohlebeimengungen meiden oder nicht, ist von den Ausgangsbedingungen abhängig.

Als ein möglicher Prozess wird der Einfluss von Biokohle auf den Wasserhaushalt im Boden diskutiert. Li et al. (2011) haben eine Meidung von Böden durch Regenwürmer festgestellt, in die 100-200 g kg⁻¹ Pyrolysekohle aus Apfelbaumhackschnitzeln eingemischt wurden. Das Aufnässen der Biokohle bis zu deren Feldkapazität vor der Zugabe zum Boden hat diesen negativen Effekt jedoch aufgehoben (Li et al. 2011). Die Autoren führen weiterhin an, dass in den Untersuchungen von Chan et al. (2008) mit Niedrigtemperatur-Biokohle eine Steigerung der Regenwurmaktivität festgestellt wurde, nicht aber mit Hochtemperatur-Biokohle aus dem gleichen Ausgangsmaterial. Li et al. (2011) vermuten, dass es sich hierbei auch um einen Wassereffekt handelt, der mit dem meist höheren Porenvolumen von Hochtemperatur-Biokohle und einer entsprechend stärkeren Wasserbindung zusammenhängt.

In den Versuchen von Chan et al. (2008) könnte der Vorzug des Bodens mit Niedrigtemperatur-Biokohle durch die Regenwürmer auch durch den gleichzeitigen Anstieg der mikrobiellen Biomasse in diesem Boden bedingt sein. Als weitere mögliche Ursache ist der leicht erhöhte pH-Wert dieser Variante zu nennen, da die meisten Regenwürmer ein Bodenmilieu mit pH-Werten zwischen 5 und 7,4 bevorzugen (Edwards 2004). Bei einem Anstieg des pH-Wertes in einem sauren Ferrasol durch Biokohlezugabe wurde ebenfalls ein Anstieg der Regenwurmaktivität festgestellt, nicht aber in einem Calcarosol mit neutralem Anfangs-pH-Wert (van Zwieten et al. 2010c). Liesch et al. (2010) stellten eine Steigerung der Regenwurm Mortalität bei Einsatz von Pyrolysekohle aus Geflügelmist fest, wohingegen Pyrolysekohle aus Kiefernholz diese Wirkung nicht zeigte. Die Autoren führen dies auf die toxische Wirkung von Ammonium auf Regenwürmer und auf einen zu hohen pH-Anstieg in den basischen Bereich nach Anwendung der Geflügelmist-Biokohle zurück. Busch et al. (2012) stellten wiederum bei Zugabe von saurer HTC-Kohle aus Zuckerrüben einen Rückgang und bei Anwendung pH-neutraler Pyrolysekohle aus Erdnussschalen einen Anstieg der Regenwurmaktivität im Boden fest. Da in den Studien von Busch et al. (2012) und Liesch et al. (2010) die Wassergehalte reguliert wurden kann angenommen werden, dass die negativen Effekte nicht auf Wassermangel zurückzuführen sind.

Weiterhin besteht die Möglichkeit, dass potentiell toxische Komponenten der Biokohle, die keine Effekte auf die Mikroorganismendichte zu haben scheinen, sich negativ auf Bodentiere auswirken können (Lehmann et al. 2011). So bleibt z.B. auch in der Studie von Busch et al. (2012) offen, ob es sich gerade in den Ansätzen mit HTC-Kohle anstatt eines oder neben einem pH-Effekt um einen toxischen Effekt handelt. Zudem sind Regenwürmer auf die Gegenwart von Bakterien angewiesen. Das bedeutet, dass alle für die Bakterien aufgezeigten Wirkungspfade zumindest indirekt auch für die Regenwürmer von Bedeutung sind (Abb. 12).

Weitere Organismen

Wie zuvor dargestellt gibt es bereits einige Erkenntnisse zur Wirkung von Biokohlen auf Bakterien, Mykorrhiza und Regenwürmer. Entsprechende Forschungsergebnisse für Pilze und Nematoden fehlen noch weitgehend oder wie im Fall von Arthropoden und der Megafauna (z.B. Maulwürfe) noch gänzlich (Lehmann et al. 2011).

Quilliam et al. (2012) haben nach Pyrolysekohle-Zugabe (Niedrigtemperatur, 450°C) ein verringertes Pilzwachstum festgestellt. Hierbei handelt es sich jedoch wahrscheinlich um eine Kurzzeitwirkung, da 3 Jahre nach der ersten Biokohlezugabe kein Unterschied zu der unbehandelten Variante mehr festgestellt werden konnte. Falls eine Förderung des Pilzwachstums durch Biokohle gewünscht ist, kann man dies unter Umständen durch HTC-Kohle aus Biertrester erreichen (Steinbeiss et al. 2009). Allerdings ist davon auszugehen, dass die Ausrichtung der Wirkung auch hier vom Boden abhängig ist. Wie ein Fallbeispiel zur Anwendung von Pyrolysekohle aus Gerste zeigt, kann diese in ähnlichen Böden unter Weide eine Verringerung, bei Reisanbau aber einen Anstieg des Pilzwachstums bewirken (Yoo und Kang 2012).

Ein erster Hinweis deutet darauf hin, dass sich HTC-Kohle wie auch Terra Preta negativ auf ein Tumorsuppressorgen von Nematoden auswirken kann (Chakrabarti et al. 2011). Die Autoren führen dies auf eine fehlende Anpassung der Nematoden an verkohlte organische Substanz zurück. Humose organische Substanz hingegen kann sich positiv auf dasselbe Gen auswirken. Dies lässt zumindest kurzfristig einen negativen Effekt von HTC-Kohle auf Nematoden vermuten. Wie auch bei den Bakterien kann davon ausgegangen werden, dass die verschiedenen Nematodenarten in unterschiedlicher Weise durch die Anwendung von Biokohle beeinflusst werden. So konnten Zhang et al. (2013a) nach Zugabe von Weizenstroh-Pyrolysekohle (400°C) zwar keine Veränderung der Nematoden-Gesamthäufigkeit feststellen. Es kam aber zu einer signifikanten Zunahme der Pilzfresser bei gleichzeitiger Abnahme der pflanzenparasitären Nematoden.

Fazit

Die Wirkungen der Biokohlen auf die Bodenflora und -fauna sind von den bodenchemischen und -physikalischen Standorteigenschaften sowie von der Kohlequalität (Ausgangsmaterial, Herstellungsprozess) abhängig. Eindeutige und allgemeingültige Aussagen zur Wirkung auf die Bodenbiologie sind deshalb nicht möglich. Pyrolysekohle kann von Mikroorganismen nur in sehr geringem Umfang als Energie- oder Nährstoffquelle genutzt werden. HTC-Kohlen werden aufgrund ihres höheren Anteil leicht abbaubarer Kohlenstoffquellen in stärkerem Maße verstoffwechselt.

Veränderungen der chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften durch Biokohlezugaben beeinflussen auch die Artenzusammensetzung und Populationsdichten des Edaphons sowie die bodenbiologische Aktivität. Auswirkungen auf die Bodenbiologie können ihrerseits eine Rückkopplung beispielsweise auf die Nährstoff- und Gefügedynamik haben. Daraus resultiert ein sehr komplexes Wirkungsgefüge. In den ausgewerteten Studien zeigte sich, dass häufig nur ausgewählte Ursache-Wirkungs-Beziehungen zum Einfluss der Kohle auf die Bodenbiologie betrachtet wurden. So wurden beispielsweise Effekte von Biokohlen auf die Bodenbiologie im Zusammenhang mit Veränderungen des Wasserhaushaltes oder des pH-Wertes betrachtet, ohne die durch die Biokohlegaben auch beeinflussten Faktoren wie z.B. den Nährstoffhaushalt ausreichend zu berücksichtigen. Daher sollten in künftigen Versuchen so viele Wirkungspfade wie möglich gleichzeitig betrachtet werden.

Die Literaturlauswertung zeigt auch, dass der Einfluss von Biokohle auf den Boden erst seit wenigen Jahren vermehrt untersucht wird. Anhand der vorliegenden Studien ist es derzeit nicht möglich, Aussagen zu Langzeitwirkungen von Kohlen auf das Edaphon und die bodenbiologische Aktivität unter den Standortbedingungen in Deutschland zu treffen.

2.8.6 Pflanzenwachstum und Ernteertrag

Biederman und Harpole (2013) haben an Hand einer Meta-Analyse die Wirkung von Pyrolysekohle auf das Pflanzenwachstum und den Ernteertrag quantitativ untersucht und bewertet. Die Auswertung umfasst 371 Untersuchungen in 114 Studien. Trotz der hohen Variabilität, die aus Unterschieden des Bodens und Klimas sowie verschiedener Düngeregime resultieren, konnten die Autoren im Durchschnitt eine Steigerung des oberirdischen Pflanzenwachstums (Biomasse) und des Ernteertrages (Ernteprodukt) durch Biokohlezugaben feststellen, insbesondere unter tropischen bis subtropischen Klimaverhältnissen. Eine eindeutige Beziehung zwischen dem oberirdischen Pflanzenwachstum und der Höhe der Biokohlegabe war allerdings nicht gegeben und die Variabilität der Wirkung stieg mit steigenden Biokohleraten an. Die Autoren konnten auch zeigen, dass der Effekt der Biokohle auf das oberirdische Pflanzenwachstum mit der Pyrolysetemperatur der genutzten Biokohle ansteigt, so dass die höchsten Wachstumssteigerungen durch Einsatz von Hochtemperatur-Biokohle erzielt wurden.

Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Jeffery et al. (2011) in einer weiteren Meta-Analyse, in der sie 16 Untersuchungen im Hinblick auf die Ertragswirkungen von Biokohlen statistisch auswerten. Insgesamt stellten sie eine mittlere Ertragssteigerung von 10 % nach Anwendung von Biokohlen im Vergleich zu unbehandelten Kontrollböden fest (Abb. 13). Die Ertragseffekte zeigen jedoch sehr deutliche Schwankungen. Zwar überwiegen Ertragssteigerungen, es treten jedoch auch Mindererträge nach Einsatz von Biokohlen auf. Eine eindeutige Beziehung zwischen der Höhe der Biokohlegabe und der Veränderung der Ertragsfähigkeit konnte wie bei Biederman und Harpole (2013) aufgrund der unterschiedlichen Standort- und Nutzungsbedingungen nicht herausgearbeitet werden. Es zeigte sich, dass die Ertragssteigerungen unter den stärker kontrollierten Bedingungen von Gefäßversuchen größer waren als in Feldversuchen. Wie Biederman und Harpole (2013) weisen Jeffery et al. (2011) zudem darauf hin, dass es bislang nur wenige Untersuchungen zur Ertragswirkung von Biokohlen unter Feldbedingungen für die gemäßigten Breiten, aber auch die semiariden und ariden Regionen gibt.

Jeffery et al. (2011) bemängeln, dass eine systematische Auswertung bisheriger Versuchsergebnisse dadurch erschwert wird, dass in vielen Berichten keine oder unvollständige Angaben zu Kennwerten der Böden mit und ohne Biokohlezugabe, Klima- und Witterungsbedingungen, Biokohleeigenschaften sowie der Bewirtschaftung, insbesondere der Düngung der Versuche gemacht werden.

Eine weitere umfassende Zusammenstellung und Bewertung von Untersuchungen zur Wirkung von Biokohlen auf den Pflanzenertrag veröffentlichten Spokas et al. (2012a). Sie werteten insgesamt 48 Publikationen aus, die sich mit dem Einsatz von Biokohlen auf den Pflanzenertrag beschäftigen. Danach wurden in 16 Untersuchungen überwiegend positive Effekte auf den Pflanzenertrag gemessen, in 9 Untersuchungen überwiegend negative, in 12 Untersuchungen wurden keine Effekte festgestellt und in 11 Studien waren sowohl Ertragssteigerungen als auch Ertragsdepressionen festzustellen. Als wichtigen Grund für die sehr unterschiedliche Wirkung

der Biokohlen auf den Pflanzenertrag sehen Spokas et al. (2012a) die große Heterogenität der Biokohlen aufgrund verschiedener Ausgangsstoffe und Herstellungsverfahren an.

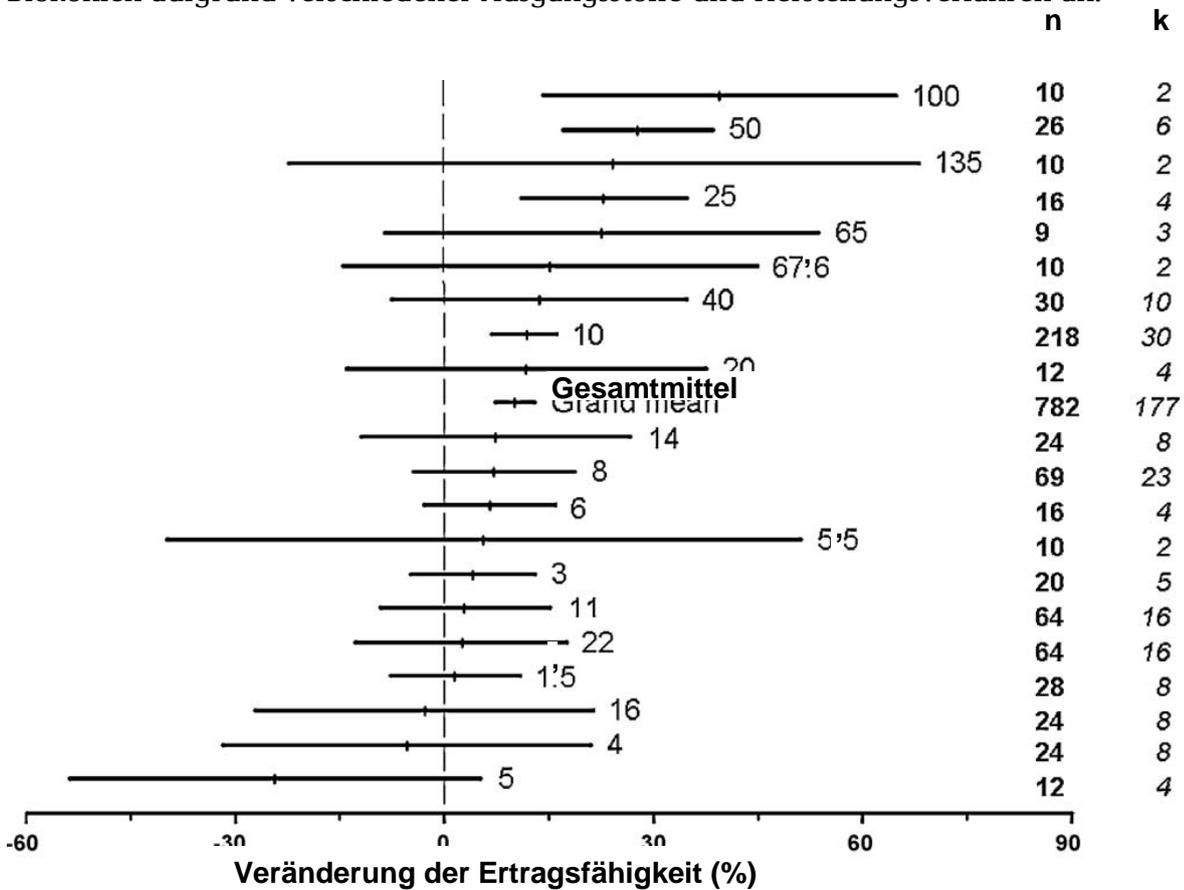


Abb. 13: Beeinflussung der Ertragsfähigkeit nach Zugabe von Biokohle im Vergleich zu Kontrollböden (Ergebnisse einer Meta-Analyse von Jeffery et al. 2011)

Angaben zur Veränderung der Ertragsfähigkeit jeweils als Mittelwert: | und 95%-Konfidenzintervall: —; Zahlenangaben an waagerechten Linien: Biokohlegaben [t ha⁻¹]; n = Wiederholungen; k = Varianten

Sowohl Biederman und Harpole (2013) als auch Jeffery et al. (2011) sowie Spokas et al. (2012a) bemängeln, dass eine systematische Auswertung bisheriger Versuchsergebnisse dadurch erschwert wird, dass in vielen Berichten keine oder unvollständige Angaben zu Kennwerten der Böden mit und ohne Biokohlezugabe, Klima- und Witterungsbedingungen, Biokohleeigenschaften sowie der Bewirtschaftung, insbesondere der Düngung der Versuche gemacht werden. Sie betonen darüber hinaus übereinstimmend, dass die bisherigen Erkenntnisse zu den Auswirkungen von Biokohlegaben auf das Pflanzenwachstum nur sehr kurze Zeiträume erfassen. Die bei Biederman und Harpole berücksichtigten Untersuchungszeiträume betragen im Durchschnitt 113 Tage. 90 % der in Jeffery et al. (2011) ausgewerteten Arbeiten beziehen sich auf nur eine Vegetationsperiode. Die längsten Versuche dauerten 2 bis 3 Jahre. Sie fordern längerfristige Untersuchungen, um zum einen die Veränderungen (Alterung) und den Abbau der Biokohlen (s. Kap. 2.4) und zum anderen Witterungs- und Fruchtfolgeeffekte sowie das vorhergegangene Düngungsregime berücksichtigen zu können.

Wie die bisherigen Arbeiten zur Wirkung von Biokohlegaben auf das Pflanzenwachstum und den Ernteertrag zeigen, werden diese maßgeblich durch die in den Kap. 2.8.2 bis 2.8.5 beschriebenen physikalischen, chemischen und biologischen Veränderungen des Bodens bestimmt. Ob Wachstum und Ertrag durch die Zugabe von Biokohle gesteigert oder verringert werden oder gleich bleiben hängt dabei auch entscheidend von den Ausgangs-Bodenbedingungen ab, d.h. ob ertragsbegrenzende Bodeneigenschaften vorliegen, die durch geeignete Biokohlegaben verbessert werden können oder es zu einer Beeinträchtigung zuvor günstiger Bodenbedingungen kommt. Als wachstumsfördernd werden u.a. folgende Effekte von Biokohlegaben beschrieben (s. Kap. 2.8.2 bis 2.8.5):

- die Verbesserung der Nährstoffversorgung (Freisetzung von Nährstoffen aus der Biokohle, Steigerung der Sorptions- bzw. Austauschkapazität für Nährstoffe, Erhöhung der Phosphorverfügbarkeit durch Anhebung des pH-Wertes saurer Böden, Verringerung der Auswaschung von Nährstoffen, erhöhte mikrobielle Umsatzleistungen)
- die Verbesserung der Wasserversorgung in sandigen und / oder skelettreichen Böden
- die Verbesserung des Wärmehaushaltes aufgrund dunkler Bodenoberflächen (Begünstigung der Keimung und des Jugendwachstums)
- die Erhöhung der Pflanzenresistenz gegenüber Krankheiten
- die Steigerung der mikrobiellen Aktivität und die Förderung der Bodenflora und -fauna
- die Bindung und der Abbau von Schadstoffen.

Als negative Effekte im Hinblick auf das Pflanzenwachstum werden z.B. die Stickstoff-Immobilisierung, der Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit oder die Freisetzung leicht flüchtiger Schadgase aus frischen HTC-Kohlen beschrieben (s. auch Kap. 2.6.3).

Fazit

Biokohlen wirken sich in Abhängigkeit des Ausgangsmaterials, des Herstellungsverfahrens, der Standortbedingungen, der Pflanzenart und der Flächenbewirtschaftung ganz unterschiedlich auf das Pflanzenwachstum und den -ertrag aus. In den meisten Untersuchungen und im Durchschnitt ist eine Steigerung des Pflanzenwachstums bzw. der Pflanzenerträge nach Kohleeinsatz festgestellt worden. In einigen Versuchen sind jedoch auch keine Wirkungen oder sogar Mindererträge aufgetreten. Eine Förderung des Pflanzenwachstums ist nur zu erwarten, wenn durch die Biokohlegabe ertragsbegrenzende Bodeneigenschaften verbessert werden können (saure Bodenreaktion, geringe Nährstoff- und Wasserversorgung sowie bodenbiologische Aktivität).

Es fehlen in erster Linie Langzeituntersuchungen zur Ertragswirksamkeit der Biokohlen, die es ermöglichen, auch die Veränderung und den Abbau der Kohle sowie auch Witterungs- und Fruchtfolgeeffekte zu berücksichtigen. Insbesondere für die gemäßigten Breiten liegen bislang erst wenige Ergebnisse vor. Für eine systematische Betrachtung und letztendlich die Optimierung des Biokohleeinsatzes im Pflanzenbau sind für die Dokumentation der Versuche generell Angaben zu den wichtigsten Kennwerten der untersuchten Böden, den Klima- und Witterungsbedingungen, den Biokohleeigenschaften sowie der Bewirtschaftung erforderlich.

2.9 Auswirkungen von Biokohlen in Böden auf die Emission von Treibhausgasen

2.9.1 Wirkung von Biokohle auf die CO₂-Emissionen

Pyrolysekohle

Die CO₂-Emissionen werden von verschiedenen Faktoren, wie der kohlespezifischen Stabilität in Abhängigkeit der Produktionsbedingungen und Ausgangsstoffe (Kap. 2.4) sowie auch von den Wechselwirkungen zwischen bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften, Edaphon und Kohle (Kap. 2.8) beeinflusst.

Der Einsatz von Pyrolysekohle im Boden kann zum einen stimulierend auf die CO₂-Freisetzung wirken (Jones et al. 2011b, Kammann et al. 2012, Smith et al. 2010, Zimmerman 2010), keinen eindeutigen Einfluss haben (Kammann et al. 2012, Zheng et al. 2012) aber auch hemmend wirken (Kammann et al. 2012), jeweils im Vergleich zu einem unbehandelten Kontrollboden. Die genauen Wirkprinzipien sind noch nicht geklärt. Die Anfangsphase der Mineralisierung, während der das meiste CO₂ freigesetzt wird, kann von einigen Tagen (Bruun et al. 2011b, Bruun et al. 2008, Schouten et al. 2012) bis zu 2 oder 3 Monaten (Kuzyakov et al. 2009) dauern.

Ein Teil der anfänglichen CO₂-Emissionen wird auf den Abbau labiler Verbindungen der Biokohle zurückgeführt (Cross und Sohi 2011, Kuzyakov et al. 2009, Zimmerman 2010, Zimmerman et al. 2011). Bruun et al. (2008) schlussfolgerten aus ihren Untersuchungen, dass ein Teil der CO₂-Emissionen abiotisch freigesetzt worden sein musste, da nach der Biokohlezugabe keine lag-Phase¹⁰ zu beobachten war. Die abiotische CO₂-Freisetzung kann bis zu 90 % der gesamten CO₂-Emissionen betragen (Zimmerman 2010).

Erhöhte CO₂-Emissionen in Folge von Biokohlezugabe werden zum Teil auf Priming zurückgeführt. Priming bezeichnet die Veränderung der Abbaurate von organischer Substanz im Boden nach Zugabe eines organischen Substrats. Im Zusammenhang mit der Wirkung von Kohlen haben sich Woolf und Lehmann (2012) eingehend mit dem Thema befasst und darauf hingewiesen, dass in der Literatur sowohl von positiven als auch von negativen Priming-Effekten berichtet wird. Sie modellierten das Ausmaß von Priming-Effekten durch Biokohlezugaben über einen Zeitraum von 100 Jahren. Basis für die Modellierung waren folgende Annahmen:

- Verwendung der höchste Priming-Rate, die in der Literatur gefunden wurde,
- die Priming-Effekte wirken langfristig und
- es findet eine hohe Akkumulation der Biokohle im Boden statt, da diese bei hohen Temperaturen (500°C, langsame Pyrolyse) aus Ernterückständen hergestellt und dem Boden jährlich zugeführt wird.

¹⁰ Anlauf- bzw. Verzögerungsphase, in der zunächst eine Anpassung der Mikroben an neue Lebensbedingungen bzw. an ein Substrat erfolgt und nur ein geringes oder kein mikrobielles Wachstum stattfindet

Die Autoren kamen zu dem Schluss, dass der mögliche Priming-Effekt nach Biokohlezugabe über einen Zeitraum von 100 Jahren vernachlässigbar ist, da Biokohle labile organische Verbindungen des Bodens langfristig stabilisiert und so den gesamten organischen Kohlenstoffanteil im Boden erhöht.

Eine Nachbehandlung der Biokohlen kann die CO₂-Emissionen reduzieren. So haben Jones et al. (2011b) einen Teil der von ihnen eingesetzten Pyrolysekohlen mit destilliertem Wasser und mit Salzsäure gewaschen und eine Reduktion der CO₂-Emissionen von 50 - 70 % gegenüber ungewaschener Biokohle beobachtet. Damit lagen die CO₂-Emissionen aber immer noch deutlich über denen der Kontrolle ohne Biokohle.

Zimmerman et al. (2011) zeigten, dass die Abbaubarkeit von Biokohlen im Wesentlichen vom Ausgangsmaterial sowie von den Produktionsbedingungen abhängt. So mineralisierten Biokohlen aus Gras schneller als solche aus Hartholz. Hervorzuheben ist der Einfluss der Prozesstemperatur, die sich auf die chemische Zusammensetzung der Biokohle auswirkt (Kap. 2.4). Bruun et al. (2011b) belegten bei steigender Pyrolysetemperatur eine Abnahme der CO₂-Emissionen aus Boden-Biokohle-Gemischen. Es zeigte sich, dass bei relativ niedrigen Temperaturen von 475 °C die Biokohlen mehr Zellulose und Hemi-Zellulose enthielten, welche von Mikroorganismen relativ leicht abgebaut werden können. In einer Laborstudie von Hamer et al. (2004) hatte die stabilste Biokohle den höchsten Aryl-Kohlenstoffanteil und das weiteste C/N-Verhältnis.

Einen weiteren Einfluss auf den Abbau von Biokohlen hat auch der Ausgangs-Kohlenstoffgehalt der Böden. Ergebnisse von Schouten et al. (2012), Singh et al. (2010b), Zheng et al. (2012) und Zimmerman et al. (2011) haben gezeigt, dass Böden mit geringeren Gehalten an organischen Kohlenstoff weniger CO₂ freisetzen als Böden mit höheren C_{org}-Gehalten.

Neben dem Ausgangsmaterial und den Produktionsbedingungen beeinflusst auch die Menge der Biokohlezugabe die CO₂-Emissionen. So fanden Bruun et al. (2011a), dass die CO₂-Emissionen mit steigenden Biokohlegaben (0, 1, 3 %) anstiegen, während unterschiedliche Bodenfeuchtegehalte ebenso wie die Zugabe von Gülle die CO₂-Emissionen kaum beeinflussten.

Cheng et al. (2008a) machten darauf aufmerksam, dass unter natürlichen Freilandbedingungen von einem langsameren Abbau und damit geringeren CO₂-Emissionen auszugehen ist, als in den vielfach durchgeführten Laborversuchen. In einer Metastudie, welche 16 Studien mit 54 Datensätzen untersucht hat, stellten Singh et al. (2012a) fest, dass aus langjährigen Feldversuchen die höchsten Umsatzzeiten von pyrogener Kohle errechnet wurden. Die mittlere Verweilzeit wurde mit mehreren Dekaden bis zu mehreren Tausend Jahren angegeben (z.B. Hamer et al. 2004, Kuzyakov et al. 2009, Major et al. 2009, Singh et al. 2012b).

Spokas (2013) verglichen in Laborversuchen den Abbau von Biokohlen aus Hartholz, Holzpellets und Macadamia-Nussschalen nach einer 3-jährigen Alterung der Kohlen im Boden unter Feldbedingungen mit dem Abbau der gleichen Kohlen unmittelbar nach ihrer Herstellung. Im Fall der frischen Biokohlen zeigten sich keine klaren Unterschiede in den CO₂-Emissionen gegenüber der Kontrolle ohne Biokohle. Dagegen emittierten alle gealterten Biokohlen wesentlich mehr CO₂ als die Kontrolle.

HTC-Kohle

Die Zugabe von HTC-Kohle führte in den meisten Untersuchungen zu erhöhten CO₂-Emissionen gegenüber einem unbehandelten Kontrollboden (Gajic et al. 2011, Kammann et al. 2012, Qayyum et al. 2012). Es wurden aber auch keine systematischen Unterschiede zwischen den Kohlebehandlungen und der Kontrolle beobachtet (Steinbeiss et al. 2009). Die erhöhten CO₂-Emissionen werden auf mineralisierbare Kohlenstoffbestandteile in HTC-Kohlen zurückgeführt (Qayyum et al. 2012). Die mittlere Verweilzeit von HTC-Kohlen wird auf 4 bis 29 Jahre geschätzt (Steinbeiss et al. 2009).

2.9.2 Wirkung von Biokohle auf die N₂O-Emissionen

Pyrolysekohle

Der Einfluss von Pyrolysekohle in Kohle-Boden-Gemischen auf die N₂O-Emissionen ist abhängig von der Art der Kohle, dem Boden und den Umweltbedingungen (Singh et al. 2010b, Spokas und Reicosky 2009, Stewart et al. 2013, Zheng et al. 2012). Nach der Ausbringung von Biokohle wurden überwiegend reduzierte N₂O-Emissionen (Case et al. 2012, Kammann et al. 2011, Kammann et al. 2012, Singh et al. 2010b, Spokas et al. 2009, Spokas und Reicosky 2009, Taghizadeh-Toosi et al. 2011, Van Zwieten et al. 2010a, Wang et al. 2011, Yanai et al. 2007, Yoo und Kang 2012) beobachtet. Als Ursachen werden angegeben:

- die Förderung der N₂O-Reduktase durch Anhebung des pH-Wertes
- die Verringerung des anorganischen N-Pools für die Nitrifikanten und Denitrifikanten durch verstärkte NH₄⁻ und/oder NO₃⁻ Adsorption, besseres Pflanzenwachstum, gasförmige NH₃-Verluste, Immobilisation von N
- die Unterbindung der Denitrifikation infolge einer verbesserten Belüftung der Böden (Clough et al. 2013).

In einigen Fällen wurden aber auch erhöhte N₂O-Emissionen gegenüber einer unbehandelten Kontrolle festgestellt (Clough et al. 2010a, Kammann et al. 2012, Singh et al. 2010b, Zheng et al. 2012). So kann es nach Einmischung von Biokohlen aus nährstoffreichen Ausgangsstoffen mit relativ hohen N-Gehalten wie z.B. Geflügelmist im Vergleich zu unbehandelten Böden zu einer Steigerung der N₂O-Emissionen kommen, wohingegen der Einsatz von Biokohlen aus nährstoffarmen Ausgangsstoffen wie z.B. Holz geringeren N₂O-Emissionen zur Folge hatte (Singh et al. 2010b). Clough et al. (2013) führen eine Verstärkung der N₂O-Emissionen u.a. auf eine Stimulierung der N-Freisetzung aus der organischen Bodensubstanz nach Biokohleanwendung zurück („Priming-Effekt“). Auch Spokas und Reicosky (2009) berichten über eine Erhöhung der N₂O-Emissionen nach Einarbeitung von N-reichen Biokohlen in Böden. In den Versuchen von Singh et al. (2010b) gingen die durch Biokohlen aus stickstoffreichen Ausgangsstoffen verursachten erhöhten Emissionen allerdings innerhalb von vier Monaten deutlich zurück und es kam dann ebenfalls zu einer Reduktion der N₂O-Emissionen im Vergleich zu den nicht mit Biokohle behandelten Böden. Auch Sarkhot et al. (2012) stellten nach Einsatz von N-reichen Biokohlen, die zuvor mit Rindergülle versetzt und dadurch mit Stickstoff beladen worden waren, eine Verringerung der N₂O-Emissionen im Vergleich zu unbehandelten Böden fest.

Bruun et al. (2011b) ermittelten eine Verringerung der N_2O -Ausgasung nach Einsatz von Gärresten in Kombination mit Biokohle und erklärten mit einer verstärkten N-Immobilisierung. Auch Kammann et al. (2012) sehen in einer durch den Biokohleeinsatz verstärkten N-Immobilisation die Ursache für eine Verringerung der Denitrifikation. Sie kamen darüber hinaus zu dem Ergebnis, dass es bei Anwendung von N-reichen Biokohlen und zusätzlicher N-Düngung unter günstigen Bodenfeuchtebedingungen zu einer Erhöhung der N-Ausgasung kommen kann.

Es ist davon auszugehen, dass mit zunehmender Alterung der Biokohlen die Oxidation ihrer Oberfläche voranschreitet. Dadurch wird die Kapazität der Kohlen zur Sorption von NH_4 -Ionen gesteigert (s. Kap. 2.4.1). Allerdings wurde von Spokas (2013) keine Reduktion der N_2O -Emissionen aus einem mit gealterter Biokohle behandelten Boden im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle beobachtet, frische Biokohle dagegen führte zu geringeren N_2O -Emissionen gegenüber der Kontrolle.

HTC-Kohle

Die Wirkung von Boden-HTC-Kohle-Gemischen auf die N_2O -Emissionen ist kaum untersucht. Die wenigen in der Literatur dokumentierten Ergebnisse zeigen zudem unterschiedliche Auswirkungen. In Versuchen von Kammann et al. (2012) konnten HTC-Kohlen aus Rübenschnitteln sowie Rinde die N_2O -Emissionen nur zu Beginn der Inkubationsversuche verringern, mittelfristig waren aber nach mineralischer N-Düngung erhöhte Emissionen im Vergleich zur Kontrolle festzustellen. Dies wurde auf die geringere Abbaustabilität der HTC- im Vergleich zu den Pyrolysekohlen zurückgeführt, welche anhand erhöhter CO_2 -Emissionen nachgewiesen werden konnte. Andererseits haben Untersuchungen von HTC-Kohle-Bodengemischen mit karbonisiertem Gärrest bzw. karbonisierter Maissilage reduzierte N_2O -Emissionen gegenüber dem jeweiligen Kontrollboden ergeben (Dicke et al. 2014, Malghani et al. 2014).

2.9.3 Wirkung von Biokohle auf die CH_4 -Emissionen

Pyrolysekohle

Wie auch bei den CO_2 - und N_2O -Emissionen, kann es nach Biokohlezugabe je nach Kohlequalität (Kammann et al. 2012, Spokas und Reicosky 2009) und Bodeneigenschaften (Spokas und Reicosky 2009, Stewart et al. 2013) zu ganz unterschiedlichen Auswirkungen hinsichtlich der Freisetzung von CH_4 kommen.

So wurden nach Biokohlezugaben erhöhte CH_4 -Emissionen beobachtet (Kammann et al. 2012, Spokas 2013, Spokas und Reicosky 2009), wobei nicht unterschieden werden konnte, ob es sich um eine verringerte CH_4 -Oxidation oder um erhöhte CH_4 -Produktion handelte. Karhu et al. (2011), Spokas (2013), Spokas und Reicosky (2009) und Zheng et al. (2012) berichten hingegen auch über verminderte CH_4 -Emissionen nach Biokohlezugabe und schreiben dies der besseren Durchlüftung der Böden mit Biokohlezugabe und einer höheren C-Diffusionsrate in den Boden zu. In den Untersuchungen von Castaldi et al. (2011), Kammann et al. (2012), Stewart et al. (2013) sowie Zheng et al. (2012) traten auch Varianten ohne messbaren Einfluss der Biokohle auf die CH_4 -Freisetzung auf.

HTC-Kohle

Bisher liegen nur sehr wenige Ergebnisse zur Wirkung von HTC-Kohlen im Boden auf die CH₄-Flüsse vor. von Kammann et al. (2012) wurden signifikant höhere CH₄-Emissionen nach HTC-Kohle-Zugabe im Vergleich zu einem Kontrollboden beobachtet.

Fazit

Die Auswirkungen von Kohlen im Boden auf die Emission von Treibhausgasen (CO₂, CH₄, N₂O) können stark variieren. Eine nachhaltig bodenverbessernde Wirkung von Kohlen setzt voraus, dass sie über einen längeren Zeitraum nicht wesentlich abgebaut werden. Zur Beschreibung der Stabilität von Kohlen wird im Allgemeinen die Höhe der Kohlenstoffdioxid-Emissionen (CO₂) infolge von Respiration als Annäherung verwendet. In den meisten Fällen werden erhöhte CO₂-Emissionen nach Biokohleausbringung, beobachtet. Es gibt aber auch Arbeiten, in denen kein Einfluss oder sogar eine Hemmung der CO₂-Freisetzung nach Kohlezugabe gegenüber unbehandelten Kontrollböden beschrieben wird. Hinzu kommt, dass sich gealterte Kohlen z.T. anders verhalten als frisch hergestellte Kohlen, wie sie bisher meist in Laborversuchen untersucht wurden. Hinsichtlich der Treibhausgase Methan(CH₄) und Lachgas(N₂O) mit ihren besonders hohen Treibhausgaspotenzialen zeichnet sich bisher kein eindeutiges Bild ab. Die Emissionen können nach Zugabe von Kohlen zu Böden erhöht aber auch vermindert sein. Die Wirkmechanismen sind hierbei noch nicht ausreichend bekannt.

Grundsätzlich können die Untersuchungsergebnisse zu den CO₂, N₂O-, CH₄-Emissionen entscheidend von dem Zeitpunkt der Beobachtung beeinflusst werden. Um bessere Aussagen zu den langfristigen Effekten von Kohlen im Hinblick auf C- und Treibhausgasbilanzen machen zu können, sind Langzeituntersuchungen erforderlich. Besonders große Forschungslücken gibt es noch bei der Wirkung von HTC-Kohle auf die bodenbürtigen Emissionen aller drei Treibhausgase.

2.10 Rechtliche Fragestellungen in Deutschland

2.10.1 Rechtsgrundlagen

Es existiert eine Vielzahl von Rechtsgrundlagen, die für den Einsatz von Biokohle als Bodenhilfsstoff oder für die C-Sequestrierung in Böden von Bedeutung sind. Folgende Dokumente sollen besonders hervorgehoben werden:

EU-Recht

- Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des europäischen Parlaments und Rates vom 18.12.2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH-VO)
- Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über Düngemittel (EG-DüMV)
- Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. November 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung)

Deutsches Recht

- Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz, KrWG) vom 24.02.2012
- Düngegesetz (DüngG) vom 9. Januar 2009,
- Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV) vom 5. Dezember 2012
- Düngeverordnung (DüV) vom 27. Februar 2007
- Düngemittel-Probenahme- und Analyseverordnung (DüngMProbV) vom 27. Juli 2006
- Düngebeiratsverordnung (DüBV) vom 28. August 2003
- Bioabfallverordnung (BioAbfV) vom 21. September 1998
- Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992
- Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsgesetz (TierNebG) vom 25. Januar 2004
- Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) vom 17. März 1998
- Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz über die Einstufung wassergefährdender Stoffe in Wassergefährdungsklassen (Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe – VwVwS) vom 17. Mai 1999
- Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013

- Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV) vom 2. Mai 2013
- Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Februar 2010, BGBl. I S. 94, zuletzt geändert durch Artikel 6 des Gesetzes vom 8. April 2013
- Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002

Nachstehend sollen wesentliche, vor allem aktuelle Aspekte der rechtlichen Einordnung beim Umgang mit Biokohle und anderen Formen thermisch veränderter Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden betrachtet werden.

2.10.2 Das neue KrWG zu Abfall- und Nebenproduktaspekten der Biokohle

Der Text dieses Kapitels basiert auf Ausführungen von Kopp-Assenmacher (2012), die zu großen Teilen im Originaltext übernommen wurden, und ist durch eigene Querverweise auf die Biokohleproblematik ergänzt.

Das neue Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG, 2012) beschreibt erstmals eindeutig in den §§ 4 und 5 die Nebenprodukte und das Ende der Abfalleigenschaft. Diese Angaben sind aus den Artikeln 5 und 6 der EG-Abfallrahmenrichtlinie (AbfRRL 2008) abgeleitet und fast wortgleich in das deutsche Recht übernommen worden. Entscheidend ist dabei, wann abfallrechtliche Pflichten beginnen und wann sie enden. Vor allem die Frage nach dem Beginn der Abfalleigenschaft wurde bisher überwiegend unter dem Aspekt der Abfalldefinition geführt. Für das Ende der Abfalleigenschaft geht es vor allem um den Wechsel vom Abfallrechtsregime auf sonstiges Recht, wie etwa produktbezogene Vorschriften oder das Stoffrecht, namentlich die REACH-VO (2006). Es gibt bereits die erste EU-Verordnung zum Ende der Abfalleigenschaft für bestimmte Schrotte (EU-VO 2011). Für andere Materialien, wie zum Beispiel Papier, Glas, Kupfer, Bau- und Abbruchabfälle laufen bereits Verfahren zur Festlegung von Kriterien für das Abfallende.

Für Biokohle sind die neuen Vorschriften einerseits von Interesse im Hinblick auf die Unterscheidung von Haupt- und Nebenprodukt sowie Abfällen bei der Pyrolyse (Methan und Holzkohle verschiedener Körnung) und andererseits auf das Abfallende, wenn die Biokohle (durch hydrothermale Carbonisierung bzw. Pyrolyse) aus Bioabfällen erzeugt wird (Wendenburg 2012).

Bisherige Ausgangslage

- Abgrenzung von Abfall und Nebenprodukt

Entscheidend für die Frage nach der Abgrenzung von Abfall und Nebenprodukt war bisher vor allem der Entledigungstatbestand. Ein Entledigungswille wurde angenommen, wenn bei der Herstellung von Erzeugnissen weitere Materialien anfallen, auf die der Zweck dieser Herstellung nicht ausgerichtet war. Ein Abfall und kein Nebenprodukt lag also vor, wenn der Herstellungsprozess nach seiner Zweckrichtung nicht auf den jeweiligen Rest gerichtet oder der Anfall dieses Restes als unerwünscht oder lästig zu bewerten war. Problematisch waren jedoch Fälle,

in denen ein Produktionsprozess zwar in der Hauptsache auf die Herstellung eines bestimmten Produkts gerichtet war, ein dabei zwangsweise anfallendes Material aber nicht von vornherein als unerwünscht gelten konnte oder sein (wirtschaftlich) sinnvoller Weitergebrauch nahe lag.

Der § 4 KrWG präzisiert aktuell, welche Kriterien auch in einem solchen Fall erfüllt sein müssen, damit von einem Nebenprodukt gesprochen werden kann. Problematisiert wurde diese Abgrenzungsfrage in der Vergangenheit z.B. für Holzspäne, die bei der Holzverarbeitung anfallen und von Spanplattenherstellern oder von Herstellern von Holzpellets nachgefragt werden oder für die bei der Tierhaltung anfallende Gülle in ihrer potentiellen Eigenschaft als Düngemittel. Gleiches kann auch für Biokohlen aus der Holzvergasung und der Pyrolyse gelten.

Zur Beantwortung der Frage, ob ein Produktionsverfahren zu einem Abfall oder zu einem Nebenprodukt geführt habe, wurde in der deutschen Rechtsprechung schon bisher auf die Entscheidungen des EuGH zurückgegriffen. Das BVerwG (2009a) verwies in einer Entscheidung darauf, dass die Frage anhand sämtlicher Einzelumstände zu prüfen sei. Ein Material bzw. Gegenstand sei grundsätzlich als Abfall einzuordnen, wenn er als ein mit dem Herstellungsprozess nicht unmittelbar angestrebtes Material zu bewerten sei. Dies gelte nur dann ausnahmsweise nicht, wenn die Wiederverwendung des Materials gesichert sei, keiner vorherigen Behandlung bedarf und in Fortsetzung seiner Herstellung erfolgt. Letzteres kann auch für unterkörnige Holzkohle gelten, die am Markt nicht oder nur schlecht platzierbar ist.

Der EuGH (2002a) hatte noch unter der Geltung des bisherigen KrW-/AbfG verschiedene Kriterien dafür entwickelt, wann ein Material als Nebenprodukt und nicht als Abfall einzustufen ist. Das Gericht setzt in seiner Prüfung beim Entledigungswillen an und stellt auf den Zweck der Handlung ab. Von diesem Grundsatz ausgehend erkannte der EuGH jedoch die Möglichkeit von Ausnahmen an. Er sah keine Rechtfertigung dafür, den Bestimmungen der Abfallrahmenrichtlinie (AbfRRL 2008), welche die Beseitigung oder Verwertung von Abfällen regeln sollen, Gegenstände, Materialien oder Rohstoffe zu unterwerfen, die unabhängig von jeder Bearbeitung wirtschaftlich einen Warenwert haben und den für diese Waren geltenden Regelungen unterliegen.

Um dem Ausnahmecharakter dieser Regelung vor dem Hintergrund des grundsätzlich weit zu verstehenden Abfallbegriffs zu entsprechen, schränkte der EuGH diese Folge dahingehend ein, dass sie nur dann zu berücksichtigen sei, wenn die Wiederverwendung eines Gegenstands, eines Materials oder eines Rohstoffs nicht nur möglich, sondern ohne vorherige Bearbeitung in Fortsetzung des Herstellungsprozesses gewiss ist. Je höher hierbei die Wahrscheinlichkeit einer Wiederverwendung des Materials ohne vorherige Bearbeitung sei, desto eher könne von einem Nebenprodukt gesprochen werden. Diese Wahrscheinlichkeit knüpfte der EuGH (2001) unmittelbar an eine ökonomische Prognose. Eine Wiederverwendung sei wahrscheinlich, wenn sie für den Besitzer mit einem wirtschaftlichen Vorteil verbunden werden kann.

- **Ende der Abfalleigenschaft**

Aktuell stellt der § 5 KrWG Kriterien bereit, um zu bestimmen, ab welchem Zeitpunkt ein Abfall aufhört, Abfall zu sein. Das Ende abfallrechtlicher Pflichten wurde dagegen durch das bisherige KrW-/AbfG im Wesentlichen mit der pflichtgemäßen (insbesondere schadlosen) Beendigung eines Verwertungsverfahrens gleichgesetzt (BVerwG 2009b).

Dieses Verständnis über das Abfallende knüpft an die Rechtsprechung des BVerwG (2006) an, welche es z.B. im Klärschlammkompost-Urteil entwickelt hat. Das BVerwG beantwortete die Frage nach dem Ende der Abfalleigenschaft in seiner Klärschlammkompostentscheidung anhand gestufter Anforderungen, abhängig davon, um welchen Typus von materieller Verwertung es sich handelte: Diente das Verwertungsverfahren dazu, Sekundärrohstoffe zu erzeugen, welche den sonst eingesetzten Primärrohstoffen vergleichbar sind (z.B. Komposterzeugung aus Bioabfällen) oder soll der Abfall im Zuge der Verwertung ohne Änderung seiner stofflichen Eigenschaften wieder dem ursprünglichen Nutzungszweck zugeführt werden (z.B. Verwendung von Abraummaterial zur Wiederverfüllung an Ort und Stelle), so stellt das BVerwG geringere Anforderungen an das Ende der Abfalleigenschaft als in dem Fall, in dem die stofflichen Eigenschaften des Verwertungsprodukts zu anderen Zwecken verwendet werden sollen.

Für Biokohle wäre in diesem Zusammenhang nachzuweisen, welche anderen Primärrohstoffe substituiert werden können. Bei der Anwendung auf Böden wären das z.B. Zuschlagstoffe zur Bioabfallbehandlung bzw. organische Bodenverbesserungsmittel, wie Rindenhumus und Torf (Kammann et al. 2012), bei der Anwendung zur thermischen Energiegewinnung z.B. feste Brennstoffe (Serfas 2012) oder in der Tierfütterung der Ersatz anderer Futtermittelzusätze (Gerlach 2012). Zugleich ist zu prüfen, ob bei landwirtschaftlicher Verwertung von Biokohlen, die aus Bioabfällen erzeugt wurden, die Bioabfallverordnung heranzuziehen ist. So erfüllt die hydrothermale Carbonisierung (HTC-Verfahren) die Behandlungsforderungen der Bioabfallverordnung nach thermischer Hygienisierung und nach stofflicher Stabilisierung, obwohl das HTC-Verfahren nicht explizit genannt wird (Gaßner et al. 2012).

Das Ende der Abfalleigenschaft soll bei den ersten beiden Konstellationen in der Regel schon erreicht sein, wenn ein dem Primärrohstoff vergleichbarer Sekundärrohstoff gewonnen wurde bzw. das zu Abfall gewordene Material wieder zu demselben Zweck eingesetzt werden kann (z.B. für die energetische Nutzung durch Brikettierung von Holzkohlefeinkorn), zu dem er noch als Nicht-Abfall eingesetzt wurde. Aufgrund der offensichtlichen Identität oder Vergleichbarkeit der stofflichen Beschaffenheit sei ein Auftreten abfalltypischer Gefahren hier nicht indiziert. Daher forderte das BVerwG für diesen Fall auch nicht den vollständigen Abschluss des Verwertungsverfahrens, sondern lässt ein Bereitstellen oder einen ersten Behandlungs-/Verwertungsschritt genügen. Im letztgenannten Fall eines atypischen Einsatzes (zu dem das Gericht auch den Einsatz von Klärschlammkompost als Düngemittel in der Landwirtschaft rechnet), wäre das Ende der Abfalleigenschaft aber erst erreicht, wenn das Verwertungsverfahren ordnungsgemäß und schadlos beendet wurde (insofern endete die Abfalleigenschaft des Klärschlammkomposts erst mit der Aufbringung auf den Boden unter Einhaltung aller relevanten Schadstoffvorgaben, was auch für die Aufbringung von aus schadstoffhaltigen Bioabfällen erzeugter Biokohle gelten kann).

Neue Rechtslage (Kreislaufwirtschaftsgesetz)

- Die Vorgaben der Abfallrahmenrichtlinie (AbfRRL)

Die neuen Vorschriften des KrWG zur Abgrenzung von Abfall und Nebenprodukt einerseits und zum Ende der Abfalleigenschaft andererseits dienen der Umsetzung von europäischem Recht. Die bestimmenden Erwägungen, die zu den Vorgaben der Art. 5 und 6 AbfRRL geführt haben, finden sich in Erwägungsgrund 22 der Richtlinie wieder. Dort heißt es mit Blick auf die

Thematik der Nebenprodukte, dass eine Abgrenzungsentscheidung nur auf der Grundlage eines regelmäßig aktualisierten und koordinierten Ansatzes getroffen werden könne. Die Vorgabe in Art. 5 AbfRRL (2008) wird im Sinne eines integrierten umweltschutzrechtlichen Ansatzes verstanden: Sofern die Verwendung eines Nebenprodukts nach einer umweltschutzbezogenen Genehmigung oder allgemeinen Umweltvorschriften gestattet sei, könne dies von den Mitgliedstaaten als Instrument für die Entscheidung herangezogen werden, dass nicht mit schädlichen Gesamtauswirkungen auf die Umwelt oder die menschliche Gesundheit zu rechnen sei.

Mit Blick auf die Vorgaben zum Ende der Abfalleigenschaft ist Erwägungsgrund 22 insofern bedeutungsvoll, als dort ausdrücklich festgehalten ist, dass für ein Verwertungsverfahren im Sinne von Art. 6 AbfRRL bereits die bloße Sichtung des Abfalls ausreichend sein kann, was für Biokohle jedoch nicht zutreffend sein dürfte.

Hinsichtlich der Festschreibung des Endes der Abfalleigenschaft bestimmter Materialien wird dem sogenannten Komitologieverfahren (Ausschussverfahren) in der Form des Regelungsverfahrens mit Kontrolle (gemäß Art. 39 Abs. 2 AbfRRL) mehr Bedeutung zukommen (vgl. Art. 6 Abs. 2 S. 1 AbfRRL). Die im Ausschussverfahren festgelegten Kriterien zum Ende der Abfalleigenschaft sind aufgrund des Vorrangs des Gemeinschaftsrechts vor dem nationalen Recht vorrangig bei § 5 KrWG zu beachten. Das heißt, dass im jeweiligen Einzelfall durch die zuständige Behörde die Bestimmung des Endes der Abfalleigenschaft nicht im Wege einer Subsumtion unter die Voraussetzungen des § 5 KrWG zu erfolgen haben wird, sondern unter direkter Anwendung der im Komitologieverfahren auf europäischer Ebene festgelegten Kriterien, etwa in Form von Verordnungsvorgaben (EU-VO, 2011). Für die Biokohle könnte man diese Verfahrensweise anstreben, wobei jedoch die verschiedenen Anwendungsbereiche von Biokohlen zu berücksichtigen sind, wie sie beispielsweise von Schmidt (2012) angeführt wurden.

- Voraussetzungen für Nebenprodukte gemäß § 4 KrWG

Die Kriterien zur Abgrenzung von Abfall und Nebenprodukt konkretisiert das KrWG in § 4 Abs. 1. Fällt hiernach ein Material oder Gegenstand bei einem Herstellungsverfahren an, dessen hauptsächlicher Zweck nicht auf die Herstellung dieses Materials oder Gegenstandes gerichtet ist, ist er als Nebenprodukt und nicht als Abfall anzusehen, wenn

- sichergestellt ist, dass das Material oder der Gegenstand weiterverwendet wird,
- eine weitere, über ein normales industrielles Verfahren hinausgehende Vorbehandlung hierfür nicht erforderlich ist,
- das Material oder der Gegenstand als integraler Bestandteil eines Herstellungsprozesses erzeugt wird und
- die weitere Verwendung rechtmäßig ist; dies ist der Fall, wenn das Material oder der Gegenstand alle für seine jeweilige Verwendung anzuwendenden Produkt-, Umwelt- und Gesundheitsschutzanforderungen erfüllt und insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt führt.

Aus § 4 Abs. 1 KrWG folgt, dass Materialien und Gegenstände, die im Rahmen eines Herstellungsverfahrens unbeabsichtigt oder hauptsächlich nicht bezweckt anfallen, grundsätzlich Abfälle sein können. Die Voraussetzungen nach den Nrn. 1 bis 4 bilden demgegenüber den gesetzlich geregelten Ausnahmetatbestand. Liegen die dort bezeichneten Voraussetzungen vor,

handelt es sich auch bei unabsichtlich angefallenen Materialien um Nebenprodukte und damit nicht um Abfälle. Die Prüfung der Voraussetzungen des § 4 KrWG hat somit in zwei Schritten zu erfolgen: Zunächst ist zu klären, ob das fragliche Material möglicherweise als Teil des Hauptproduktionsverfahrens zu begreifen ist und schon deshalb kein Abfall ist. Ist dies zu verneinen, ist zu fragen, ob gleichwohl kein Abfall, sondern ein Nebenprodukt vorliegt, weil die in Abs. 1 Nr. 1 bis 4 genannten Voraussetzungen vorliegen.

Der § 4 Abs. 1 KrWG spezifiziert die Anforderungen an den Entledigungstatbestand des § 3 Abs. 3 S. 1 Nr. 1 KrWG für den Bereich der Herstellungsverfahren, wozu die industrielle Warenproduktion, aber auch die landwirtschaftliche Produktion und der Bergbau zählen. Gemäß § 3 Abs. 3 S. 1 Nr. 1 KrWG liegt ein Entledigungswille nur dann vor, wenn Materialien bei der Herstellung von Erzeugnissen anfallen, ohne dass der Zweck der jeweiligen Handlung überhaupt hierauf gerichtet ist. Gemäß § 4 Abs. 1 KrWG ist der Entledigungstatbestand aber bereits dann erfüllt, wenn der Anfall eines Materials zwar mitbezweckt ist, aber eben nicht im Sinne eines Verfahrenshauptzwecks, sondern lediglich im Sinne eines Nebenzwecks. Die zu unterscheidenden Fälle sind folglich:

- Der Anfall ist nicht vom Verfahrenszweck getragen (es liegt immer Abfall vor, z.B. bei der Aushaltung von Fremdstoffen der als Ausgangsstoff genutzten Bioabfälle);
- Er wird vom Verfahrenszweck mitgetragen (es liegt in der Regel Abfall vor, z.B. Kohle bei Holzvergasung);
- Er ist in der Hauptsache vom Verfahrenszweck getragen (es liegt kein Abfall vor, z.B. HTC-Kohle bzw. pyrolytisch erzeugte Kohle).

Die Beurteilung der Frage, ob der Anfall eines Materials bereits in der Hauptsache vom Verfahrenszweck getragen wird, hat auf der Grundlage objektiver Umstände zu erfolgen. Maßgebend ist hier der § 3 Abs. 3 S. 2 KrWG. Danach ist für die Beurteilung der Zweckbestimmung die Auffassung des Erzeugers oder Besitzers unter Berücksichtigung der Verkehrsauffassung zugrunde zu legen. Ein objektives Indiz für die Beurteilung dieser Absicht kann sich etwa aus der Anlagenbeschreibung gemäß der Erzeugeranlagengenehmigung ergeben.

Das Vorliegen eines Nebenproduktes setzt zunächst voraus, dass sichergestellt ist, dass das Material oder der Gegenstand weiter verwendet wird. Die Gesetzesbegründung fordert hier eine gesicherte positive Prognose über die geplante Verwendung von Nebenprodukten. Eine solche Prognose kann entweder etwa auf einen positiven Marktpreis oder dem nachgewiesenen Bestand langfristiger Handelsverträge als Indizien basieren. Von einem stabilen Markt und der Nachfrage nach einem Produkt sollte jedoch nicht gesprochen werden, wenn der Absatz des Erzeugnisses in der Vergangenheit zwar erfolgt ist, hierzu aber erhebliche (finanzielle) Anschubleistungen erforderlich sind, die über den Lieferpreis hinausgehen (z.B. Zuzahlungen bzw. weit unter dem Nährstoffwert liegende Entgelte bei der Anwendung von Bioabfallkomposten in der Landwirtschaft).

Der § 4 Abs. 1 Nr. 2 KrWG regelt, dass ein Material dann nicht als Nebenprodukt eines Herstellungsverfahrens angesehen werden kann, wenn dessen weitere Verwendung eine zusätzliche Vorbehandlung erfordert. Dies gilt aber nur dann, wenn die Vorbehandlung über ein normales industrielles Verfahren hinausgeht. Durch die letztgenannte Einschränkung wird klargestellt, dass industrietypische Vorbehandlungen der Einstufung des Materials als Nebenprodukt nicht

im Wege stehen. An dieser Stelle ist die Vorschrift des § 4 KrWG besonders interpretationsoffen und auslegungsfähig, weil regelmäßig unterschiedlichste Vorbehandlungen dem eigentlichen Einsatz des Materials vorausgehen.

Gemäß § 4 Abs. 1 Nr. 3 KrWG kann ein Material oder Gegenstand also nur dann Nebenprodukt sein, wenn es bzw. er als integraler Bestandteil eines Herstellungsprozesses erzeugt wird. Ein Material soll dann integraler Bestandteil eines Herstellungsverfahrens sein, wenn die Planung und Konzeption der Produktion von vornherein darauf ausgerichtet ist, dass neben dem Hauptprodukt weitere Materialien und Gegenstände anfallen.

Die zentrale Anforderung an die Bestimmung der Nebenprodukteigenschaft enthält der § 4 Abs. 1 Nr. 4 KrWG. Ein Nebenprodukt liegt danach nur dann vor, wenn die weitere Verwendung rechtmäßig ist. Dies ist dann der Fall, wenn das Nebenerzeugnis zum Einen alle Produkt-, Gesundheits- und Umweltschutzanforderungen erfüllt, die angesichts der konkret angestrebten Verwendung zu beachten sind, und die geplante Verwendung darüber hinaus insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt führt. Sinn dieser Voraussetzung ist es sicherzustellen, dass ein Nebenprodukt die gleichen Umweltschutz- und Sicherheitsstandards erfüllt wie ein Hauptprodukt (z. B. für Biokohle zur Anwendung auf Bodenflächen das Düngerecht, insbesondere die Düngemittelverordnung) (Gaßner et al. 2012). Eine verlässliche Aussage über die Einhaltung solcher Anforderungen kann etwa über Qualitätssicherungsmaßnahmen im Herstellungsverfahren getroffen werden und wird heute bereits vielfach praktiziert wie z.B. für Kompost über die Fremdüberwachung und Zertifizierung nach RAL-Gütezeichen durch die Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. Für Biokohle wird durch staatlich akkreditierte Kontrollorgane und durch die Europäische Pflanzenkohle Stiftung an Gütesicherungsgrundlagen gearbeitet (EBC – s.a. www.european-biochar.org), deren Abstimmung mit geltenden Rechtsbestimmungen jedoch noch aussteht. Das gilt auch für die von der „International Biochar Initiative“ herausgegebenen Richtlinien zu Qualitätskriterien und Untersuchungsmethoden (IBI 2012c).

- Voraussetzungen für das Ende der Abfalleigenschaft gemäß § 5 KrWG

Der § 5 Abs. 1 KrWG knüpft das Ende der Abfalleigenschaft an zwei Voraussetzungen: Der Abfall muss einerseits ein Verwertungsverfahren durchlaufen haben und andererseits eine bestimmte Beschaffenheit aufweisen, welche anhand der Merkmale in § 5 Abs. 1 Nr. 1 bis 4 KrWG näher konkretisiert wird. Danach muss das Material oder der Gegenstand so beschaffen sein, dass

- er üblicherweise für bestimmte Zwecke verwendet wird,
- ein Markt für ihn oder eine Nachfrage nach ihm besteht,
- er alle für seine jeweilige Zweckbestimmung geltenden technischen Anforderungen sowie alle Rechtsvorschriften und anwendbaren Normen für Erzeugnisse erfüllt sowie
- seine Verwendung insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch oder Umwelt führt.

Das KrWG versteht den Begriff des Verwertungsverfahrens weit. Entscheidendes Merkmal jeder Verwertung ist es, dass die Verwertung den Rückgriff auf andere Materialien ersetzt (§ 3 Abs. 23 KrWG). Dieser wertstoff- oder rohstoffsubstituierende Nutzen kann nach § 3 Abs. 23 KrWG

bereits mit einer bloßen Vorbereitungshandlung erfüllt sein. Das bedeutet, dass (wie beispielsweise bei der Sortierung von Alttextilien) bereits mit der vorbereitenden Sichtung und Sortierung das Verwertungsverfahren abgeschlossen sein kann. Das ist jedoch für die Herstellung und Anwendung von Biokohle nicht zutreffend.

Neben der Voraussetzung des (rohstoff-)substituierenden Nutzens erfordert der Begriff der Verwertung nach dem KrWG auch, dass die Erzeugung eines Rohstoffsubstituts das Hauptergebnis eines Behandlungsprozesses ist. Das kann für die Herstellung und Anwendung von Biokohle gelten, da hiermit z.B. die Substitution von bisher verwendeten Rohstoffen zur Herstellung von Kultursubstraten angestrebt wird (z.B. Torf, Kompost).

Der § 5 Abs. 1 Nr. 1 KrWG setzt voraus, dass ein Material oder Gegenstand nach dem Durchlaufen eines Verwertungsverfahrens so beschaffen sein muss, dass er üblicherweise für bestimmte Zwecke verwendet wird. Sofern die auf einen bestimmten Zweck gerichtete Verwendung zudem üblicherweise erfolgen muss, soll damit ausgeschlossen werden, dass ein abfallrechtlich Verpflichteter den Versuch unternimmt, sich über die Erschaffung eines Phantasieproduktes – also im Wege einer lediglich rein formalen Deklaration – seinen abfallrechtlichen Pflichten zu entziehen. Unter einer üblichen Verwendung dürfe in jedem Fall zu verstehen sein, dass sie fachlich anerkannt sowie branchen- oder marktüblich ist.

Sofern der § 5 Abs. 1 Nr. 1 KrWG einen bestimmten Verwendungszweck fordert, sollen solche Materialien nicht in den Genuss der Entlassung aus dem Abfallrecht gelangen, deren Nutzen undefinierbar ist. Nach der Gesetzesbegründung unterliegen solche Materialien einem erhöhten Risiko, kurzfristig wieder zu Abfall zu werden. Des Weiteren kommt dem Merkmal die Eigenschaft eines Hilfskriteriums zu. Denn erst wenn feststeht, für welchen Zweck der Abfall eingesetzt werden soll, kann weiter geprüft werden, ob die Voraussetzungen nach § 5 Abs. 1 Nrn. 2 bis 4 KrWG vorliegen, etwa ob er gemäß Nr. 3 alle für seine jeweilige Zweckbestimmung geltenden technischen Anforderungen erfüllt.

Der § 5 Abs. 1 Nr. 2 KrWG fordert, dass aufgrund der Beschaffenheit des verwerteten Materials ein Markt oder eine Nachfrage nach ihm besteht. Das Marktwertkriterium hat ausweislich der Gesetzesbegründung zum Kreislaufwirtschaftsgesetz eine ähnliche Zielrichtung wie das der Zweckbestimmung in § 5 Abs. 1 Nr. 1 KrWG. Der Marktwert schließt in aller Regel aus, dass Materialien kurzfristig wieder als Abfall anfallen (EuGH 2002b). Die Aufnahme des Marktwertkriteriums in § 5 Abs. 1 Nr. 2 KrWG kann auch als gesetzgeberische Reaktion auf die Rechtsprechung des EuGH verstanden werden. Der EuGH führte in seinen Entscheidungen zu Palin Granit (EuGH 2002a) und zu ARCO (EuGH 2000) aus, dass ein Material selbst dann, wenn es einem vollständigen Verwertungsverfahren unterzogen wird und auf diese Weise die gleichen Eigenschaften und Merkmale wie ein Rohstoff erwirbt, dennoch als Abfall und nicht als Produkt zu betrachten sein kann, wenn für das verarbeitete Material gar keine Nachfrage oder kein Markt besteht und er damit letztlich rechtlich nicht als Produkt sondern als Abfall zu behandeln ist. In diesem Zusammenhang erhebt sich die Frage nach der Organisation bzw. Regulierung eines Marktes für verschiedene potenzielle Einsatzbereiche von Biokohlen, wie z.B.:

- C-Anreicherung von Böden (Dunst 2012, Gaßner et al. 2012)
- Bodenverbesserung
- Kompostzuschlag

- Verwendung als Trägermaterial für Düngemittel
- Futterergänzung (EU-Verordnung Nr. 575/2011 §7.13.1)
- Gülle- und Mistbehandlung.

Da auch die Verwertung von Abfällen Teil des Wirtschaftsgeschehens ist, schließt der bloße Umstand, dass Materialien Gegenstand eines Rechtsgeschäfts oder einer Notierung in amtlichen oder privaten Kurszetteln sein können, deren Abfalleigenschaft nicht aus (BVerwG 1998): Dem Marktwertkriterium im Sinne eines positiven Marktwertes kam somit schon nach alter Rechtslage allenfalls Indizwirkung in Bezug auf die Frage zu, ob die Abfalleigenschaft eines Materials entfallen ist oder nicht. Hieran wird auch unter Geltung des KrWG festgehalten. Im Umkehrschluss kann dies nur bedeuten, dass auch Materialien oder Gegenstände, die (noch) einen negativen Marktwert haben, aber nach denen eine erhebliche und gefestigte Nachfrage besteht (z.B. aufbereitete Ersatzbrennstoffe) durchaus für das Abfallende in Betracht kommen.

Gemäß § 5 Abs. 1 Nr. 3 KrWG muss das verwertete Material oder der Gegenstand alle für seine jeweilige Zweckbestimmung geltenden technischen Anforderungen sowie alle Rechtsvorschriften und anwendbaren Normen für Erzeugnisse erfüllen. Welchen technischen Anforderungen ein Material oder Gegenstand genügen muss, um die Abfalleigenschaft zu verlieren, richtet sich dabei nach dem verfolgten Einsatzzweck. Erfolgt die Aufbereitung eines Abfalls wie z.B. bei der Altglasaufbereitung zu dem Zweck, neues Glas herzustellen, soll der dabei sonst zu verwendende Primärrohstoff (Quarzsand etc.) ersetzt werden. Die hierbei zu beachtenden technischen Anforderungen sind dann eingehalten, wenn der aufbereitete Abfall dem jeweiligen Produktionsverfahren in technischer Sicht genauso zugeführt werden kann, wie ein sonst an dessen Stelle eingesetzter Primärrohstoff.

Diese Vorgabe dient der Sicherstellung eines vergleichbaren Qualitätsstandards beim Einsatz von Sekundärstoffen/-produkten gegenüber dem Einsatz von Primärstoffen/-produkten. Hieraus folgt jedoch nicht, dass Primär- und Sekundärprodukte und -stoffe stofflich gleichwertig oder identisch sein müssen, sondern allein, dass die gleichen umweltrechtlichen und technischen Anforderungen wie bei Primärprodukten auch beim Einsatz von Sekundärstoffen erfüllt werden. Maßgebend ist somit die Einhaltung der für das jeweilige Produktionsverfahren geltenden Rechtsnormen und technischen Standards (z.B. Düngemittelverordnung). Hierzu zählt auch die Einhaltung produktspezifischer DIN-Normen, in denen stoffbezogene Anforderungen für bestimmte Anwendungen geregelt sind. Im Einzelfall kann die Einhaltung anlagenbezogener Vorgaben zumindest als Indiz dafür gelten, dass das in der Anlage eingesetzte Material die maßgeblichen Umweltaanforderungen an seinen Einsatz erfüllt, so z.B. hinsichtlich der Einsatztauglichkeit eines verwerteten Abfalls als Sekundärrohstoffdünger.

Eine weitere Voraussetzung für das Abfallende nach § 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG ist, dass die Verwendung des Materials oder Gegenstandes insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch oder Umwelt führt. Anders als bei § 5 Abs. 1 Nr. 3 KrWG geht es hier nicht um Anforderungen im Hinblick auf die konkrete Zweckbestimmung. Vielmehr bedarf es einer Gesamtbetrachtung, die - vergleichbar den Anforderungen in § 6 Abs. 2 KrWG – auf eine umfassende Ökobilanzbetrachtung gerichtet ist (Beispiel für Biokohle in Rödger et al. 2012). Diese soll verdeutlichen, welches Risiko mit dem geplanten Einsatz des aufbereiteten Materials insgesamt verbunden ist. Es können sich folgende Fragen stellen:

- Ist gerade der Einsatz des aufbereiteten Abfalls mit einem gegenüber dem Einsatz eines Primärrohstoffs unvertretbaren Mehr an Emissionen verbunden?
- Ist bei einer Entlassung des Sekundärstoffes aus dem Abfallregime hinsichtlich der dann wegfallenden Transport- und Lagerbeschränkungen mit negativen Umweltauswirkungen zu rechnen?
- Ist der Einsatz von zu Sekundärrohstoffen aufbereiteten Abfällen energiewirtschaftlich sinnvoll?
- Gehen von dem hergestellten Endprodukt gerade bei einem Einsatz von Sekundärrohstoffen spezifische Gesundheitsgefahren für die Nutzer aus? usw.

In der Gesetzesbegründung findet sich vor diesem Hintergrund ein Prüfungsprogramm zu § 5 Abs. 1 Nr. 4 KrWG. Vor allem sind sämtliche außerhalb des Abfallrechts geltenden Vorschriften des allgemeinen Produkt- und Umweltrechts einzuhalten.

2.10.3 Düngerecht und Biokohle

Einführung

Die Versorgung der Nutzpflanzen mit Nährstoffen ist eine wesentliche Grundlage für eine nachhaltige Pflanzenproduktion. Zugleich kommt der Bodenfruchtbarkeit (Bodenproduktivität) eine wachsende Bedeutung bei der Ausschöpfung von edaphischen Nährstoff- und Wasserressourcen durch die Nutzpflanzen zu (Kaupenjohann 2012). Durch das Düngegesetz (DüngG 2009) werden in diesem Zusammenhang der Erhalt oder die nachhaltige Verbesserung der standort- und nutzungstypischen Humusgehalte besonders hervorgehoben. Unter Nutzpflanzen werden dabei alle Pflanzen verstanden, die einen gewollten Zweck erfüllen. Nur mit einer ausgewogenen Nährstoffversorgung können das Ertragspotenzial der Pflanzen genutzt und die Fruchtbarkeit als Produktivitätspotenzial des Bodens erhalten werden.

Gleichzeitig können Düngemittel (einschl. Wirtschaftsdünger), Bodenhilfsstoffe, Pflanzenhilfsmittel und Kultursubstrate bei ungeeigneter Zusammensetzung oder nicht sachgerechter Anwendung die Gesundheit von Menschen und Tieren schädigen oder den Naturhaushalt gefährden, insbesondere durch Verunreinigungen von Gewässern, Böden und Atmosphäre.

Zum Schutz der Anwender von Düngemitteln und der Gesundheit von Verbrauchern sowie von Tieren und des Naturhaushalts sind daher Regelungen zur Anwendung von und zum Handel mit Düngemitteln erforderlich. Rechtsgrundlagen sind das Düngegesetz (DüngG 2009), die Düngemittel- (DüMV 2012), die Verbringungs- (WDüngV 2010) und die Düngeverordnung (DüV 2007). Diese stellen die letzten „filternden Einheiten“ vor dem Boden dar (Schneichel 2011).

Das Düngegesetz ist im Februar 2009 in Kraft getreten und regelt sowohl das Herstellen und Inverkehrbringen von Düngemitteln als auch das Düngen selbst. Das bis dahin bestehende Düngemittelgesetz wurde insofern aufgehoben.

Nach der Begriffsbestimmung des § 2 Düngegesetz (DüngG 2009) ist unter den dort geregelten Produkten folgendes zu verstehen:

Düngemittel sind Stoffe (ausgenommen Kohlendioxid und Wasser), die dazu bestimmt sind,

- Nutzpflanzen Nährstoffe zuzuführen, um ihr Wachstum zu fördern, ihren Ertrag zu erhöhen oder ihre Qualität zu verbessern, oder
- die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten oder zu verbessern.

Wirtschaftsdünger sind Düngemittel, die

- als tierische Ausscheidungen
 - bei der Haltung von Tieren zur Erzeugung von Lebensmitteln oder
 - bei der sonstigen Haltung von Tieren in der Landwirtschaft oder
- als pflanzliche Stoffe im Rahmen der pflanzlichen Erzeugung oder in der Landwirtschaft,
 - auch in Mischungen untereinander oder nach aerober oder anaerober Behandlung, anfallen oder erzeugt werden.

Bodenhilfsstoffe sind Stoffe ohne wesentlichen Nährstoffgehalt sowie Mikroorganismen, die dazu bestimmt sind,

- die biologischen, chemischen oder physikalischen Eigenschaften des Bodens zu beeinflussen, um die Wachstumsbedingungen für Nutzpflanzen zu verbessern oder
- die symbiotische Bindung von Stickstoff zu fördern.

Pflanzenhilfsmittel sind Stoffe ohne wesentlichen Nährstoffgehalt, die dazu bestimmt sind, auf Pflanzen biologisch oder chemisch einzuwirken, um einen pflanzenbaulichen, produktionstechnischen oder anwendungstechnischen Nutzen zu erzielen, soweit sie nicht Pflanzenstärkungsmittel im Sinne des § 2 Nummer 10 des Pflanzenschutzgesetzes sind.

Kultursubstrate sind Stoffe, die dazu bestimmt sind, Nutzpflanzen als Wurzelraum zu dienen und die dazu in Böden eingebracht, auf Böden aufgebracht oder in bodenunabhängigen Anwendungen genutzt werden.

Für das Inverkehrbringen wiederholt das Düngegesetz (DüngG 2009) die grundsätzlichen Festlegungen zur Produktbeschaffenheit. Unter Inverkehrbringen wird jedes Abgeben an Andere verstanden. Damit wird hervorgehoben, dass es dem Gesetzgeber nicht nur um die hochwertige Herstellung von Produkten, sondern zugleich und mit gleichem Stellenrang um die anforderungsgerechte Bedienung vorhandener Absatzmärkte geht. Es dürfen nur Stoffe gemäß den vorgenannten Definitionen in den Verkehr gebracht und angewandt werden, die die Anforderungen des Gesetzes erfüllen und zugelassen sind.

Stoffe dürfen als Düngemittel in den Verkehr gebracht werden, wenn sie die Anforderungen der EG-VO 2003/2003 als „EG-Düngemittel“ erfüllen oder sie dürfen als Düngemittel, Bodenhilfsstoffe, Pflanzenhilfsmittel und Kultursubstrate in den Verkehr gebracht werden, wenn sie die Anforderungen der Düngemittelverordnung erfüllen und sie geeignet sind,

1. das Wachstum von Nutzpflanzen wesentlich zu fördern,
2. ihren Ertrag wesentlich zu erhöhen,
3. ihre Qualität wesentlich zu verbessern oder
4. die Fruchtbarkeit des Bodens, insbesondere den standort- und nutzungstypischen Humusgehalt, zu erhalten oder nachhaltig zu verbessern,

und bei sachgerechter Anwendung die Gesundheit von Menschen und Tieren nicht schädigen und den Naturhaushalt nicht gefährden.

Abweichend davon dürfen Stoffe mit vorgenannter Zweckbestimmung in Deutschland in den Verkehr gebracht werden, wenn diese

1. in einem anderen Mitgliedstaat der Europäischen Union oder der Türkei oder einem Staat, der zugleich Vertragspartei des Abkommens über die Gründung der Europäischen Freihandelsassoziation und des Abkommens über den Europäischen Wirtschaftsraum ist, rechtmäßig hergestellt oder rechtmäßig in den Verkehr gebracht worden sind (z.B. Zulassung von Biokohle als Bodenhilfsstoff in Österreich und Schweiz, wenn die Vorgaben der Düngemittelverordnung zu Gefährdungsschwellen eingehalten werden) und
2. den Anforderungen zum Schutz vor Gefahren für die Gesundheit von Mensch oder Tier oder den Naturhaushalt gleichermaßen wie inländische Stoffe genügen.

Das gilt nicht für Stoffe, die zur Lieferung aus dem Geltungsbereich des deutschen Düngesetzes hinaus bestimmt sind.

Wesentlich ist hier der Verweis auf das übergreifende EU-Recht (EG-DüMV 2003). Dieses legt gemeinschaftliche Bestimmungen für die Zusammensetzung, die Definition, die Kennzeichnung und die Verpackung von mineralischen Düngemitteln mit der Bezeichnung als „EG-Düngemittel“ fest. Ziel ist es, den freien Verkehr mit diesen Erzeugnissen innerhalb der Europäischen Union zu erleichtern (Siebert 2010). Das EU-Recht bezieht sich jedoch ausschließlich auf mineralische Düngemittel und ist somit nicht anwendbar auf organische Düngemittel, Wirtschaftsdünger, Bodenhilfsstoffe, Pflanzenhilfsmittel und Kultursubstrate.

Ein Düngemittel darf die Bezeichnung „EG-DÜNGEMITTEL“ nur dann tragen, wenn

1. die Anforderungen der EG-VO 2003/2003 erfüllt sind,
2. es unter normalen Einsatzbedingungen keine schädlichen Wirkungen auf die Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen bzw. auf die Umwelt hat,
3. es pflanzenwirksame Nährstoffe zuführt,
4. geeignete Probenahme-, Analyse- und, sofern erforderlich, Testmethoden verfügbar sind.

Für die produktrechtliche Einordnung von Biokohlen und unter Zusatz von Biokohlen hergestellten Materialien zur Aufbringung in und auf Böden sind vor allem die düngerechtlichen Regelungen zu Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen und Kultursubstraten relevant. Daher werden nur diese in den nachfolgenden Ausführungen detailliert betrachtet. Wirtschaftsdünger werden nur insofern einbezogen, wie sich hier Zusätze von Biokohlerzeugnissen zur Emissions- und damit auch zur Nährstoffverlustminderung auswirken. Pflanzenhilfsmittel bleiben völlig unberücksichtigt.

Anforderungen an Düngemittel, Bodenhilfsstoffe und Kultursubstrate

Die rechtlichen Anforderungen an das Herstellen und Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen und Kultursubstraten sind in der Düngemittelverordnung umgesetzt (DüMV 2012), die am 5. Dezember 2012 veröffentlicht worden ist.

Die Düngemittelverordnung regelt:

1. die Zulässigkeit von Ausgangsstoffen zur Herstellung von Produkten,
2. die Art der Herstellung von Produkten,
3. die Art und den Umfang von Untersuchungen,
4. die Einhaltung von Schadstoffbelastungen,
5. die Einordnung und Bezeichnung von Produkten,
6. die Kennzeichnung von Produkten (Verbraucherinformationen).

Schon die Ausgangsstoffe müssen

1. einen pflanzenbaulichen, produktions- oder anwendungstechnischen Nutzen haben oder dem Bodenschutz sowie der Erhaltung und Förderung der Bodenfruchtbarkeit dienen,
2. bei sachgerechter Anwendung unbedenklich sein und
3. als zugelassen genannt sein.

Die Art der Herstellung wird grundsätzlich vorgeschrieben (Schneichel 2011), wobei diese entweder auf einen speziellen Ausgangsstoff bezogen wird oder an der Zweckbestimmung orientiert ist. Eine Aufbereitung von Ausgangsstoffen verfolgt folgende Zielstellung (Schneichel 2011):

1. Hygienisierung, Stabilisierung, Änderung der Nährstoffverfügbarkeit und Verbesserung der physikalischen Eigenschaften
2. Im Rahmen der Aufbereitung bleibt ein Stoff im Grundsatz erhalten und wird nur gezielt verändert durch physikalische Behandlung (Zerkleinerung, Vermahlung, Trocknung, Granulierung), chemische Behandlung (Aufschluss mit Schwefelsäure, Phosphorsäure) und biotechnologische Behandlung (gesteuerter Abbau organischer Substanz mit bzw. ohne Sauerstoffzufuhr).

Für Stoffe, die der Bioabfallverordnung (BioAbfV 1998) bzw. der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) unterliegen (auch anteilige Gemische), sind die dort genannten Anforderungen (stofflich, bodenseitig und aufwandsbegrenzend) ebenfalls zu erfüllen (DüMV 2012). Sind in diesen Verordnungen höhere Grenzwerte für den gleichen Schadstoff enthalten, als in der Düngemittelverordnung, gelten diese nur noch bis zum 31.12.2014. Abweichende Verfahren (zum oben genannten) können nach Prüfung durch den Wissenschaftlichen Beirat für Düngungsfragen in die Düngemittelverordnung aufgenommen werden. Ein Inverkehrbringen und Anwenden ist erst nach Aufnahme in die Düngemittelverordnung oder nach Zulassung in einem anderen EG-Mitgliedstaat zulässig. Werden Gülle sowie Magen- und Darminhalte verarbeitet, die dem Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsgesetz (TierNebG 2004) unterliegen, sind die dort genannten hygienischen Anforderungen einzuhalten.

Embert (2012) hat wesentliche Teile dieser düngemittelrechtlichen Festlegungen in einer tabellarischen Übersicht zusammengestellt (s. Tab. 24).

Tab. 24: Zusammenfassende Darstellung der Anforderungen nach Düngemittelverordnung hinsichtlich zulässiger Ausgangsstoffe bei der Herstellung und Kennzeichnung der Erzeugnisse (nach Embert, 2012)

		Düngemittel			Bodenhilfsstoffe	Kultur-substrate	Pflanzen-hilfsmittel
		mineralische Düngemittel	organisch-mineralische Düngemittel	organische Düngemittel	mineralische, org.-min., organische DüM	mineralische, org.-min., organische DüM	mineralische, org.-min., organische DüM
Hauptbestandteile	Typbestimmende Bestandteile	Die den Düngemitteltyp bestimmenden Nährstoffe, dokumentiert in Typbeschreibungen der Anlage 1 DüMV für Nährstoffherkünfte aus Abfällen besondere Auflagen nach Anlage 2 Tabelle 6 DüMV					
	den Zweck bestimmende Bestandteile				Stoffe nach Anlage 2 Tabelle 7 DüMV		
Nebenbestandteile (zusätzlich zugegebene/enthaltene Stoffe)	Aufbereitungshilfsmittel	Mittel, die zur Herstellung des Düngemittels zugegeben werden Beispiele: Staubbindemittel, Fällungsmittel Aufzählung in Anlage 2 Tabelle 8.1 DüMV: Tabelle ist nicht abschließend					
	Anwendungshilfsmittel	Mittel, die für eine bessere Anwendung des Düngemittels genutzt werden Beispiele: Nitrifikationshemmstoffe, Chelatoren, Netzmittel, Hüllsubstanzen Aufzählung in Anlage 2 Tabelle 8.2 DüMV: nochmals konkretisiert in eigenen Tabellen (Nitrifikationshemmstoffe, Chelatoren) Tabelle ist nicht abschließend					
	Fremdbestandteile	Stoffe, die ungewollt enthalten sind oder aus anderen, übergeordneten Gründen zugegeben werden Beispiele: Steine, Filtermaterial, Polymere, Schadstoffe Auszählung in Anlage 2 Tabelle 8.3 DüMV: Konkretisiert für Schadstoffe in Tabelle 1.4 DüMV Regelungen sind deutlich strenger gestaltet. Tabelle ist abschließend					
Kennzeichnung		Detaillierte Vorgaben zusammengefasst in Tabelle 10 DüMV					

Hauptbestandteile dienen unmittelbar den vorgegebenen Zweckbestimmungen (nach §1 DüMV), bei Düngemitteln sind das die typbestimmenden Bestandteile (Nährstoffe, einzeln oder kombiniert), die über die Zuordnung zu einem zugelassenen Düngemitteltyp entscheiden.

Nebenbestandteile werden in Aufbereitungshilfsmittel, Anwendungshilfsmittel und Fremdbestandteile unterschieden. Sie sind Teilmengen in Stoffen, soweit diese

- a) in Düngemitteln keine typbestimmenden Bestandteile sind; dies gilt auch für Nährstoffe, soweit sie bei Düngemitteln nicht typbestimmend sind,
- b) in Bodenhilfsstoffen oder Kultursubstraten nicht unmittelbar der jeweiligen Zweckbestimmung dienen; dies gilt auch für Nährstoffe in Bodenhilfsstoffen und Kultursubstraten, soweit diese nicht in einer Menge vorhanden sind, die ein Inverkehrbringen dieser Stoffe als Bodenhilfsstoffe ausschließt.

Speziell für Biokohle verweist Schneichel (2011) auf wesentliche Beispiele für zutreffende Inhalte der Tabelle 7 im Anhang 2 der Düngemittelverordnung (DüMV, 2012). In der nachfolgenden Tab. 25 sind diese Beispiele zusammengefasst. Dem entsprechend ist HTC-Biokohle derzeit nicht als Ausgangsstoff zum Herstellen und Inverkehrbringen von Produkten nach Düngemittelverordnung zugelassen. Pyrolyse-Biokohle ist nur als Ausgangsstoff für Kultursubstrate und als Trägersubstanz von Düngemitteln zugelassen, wenn diese aus chemisch unbehandeltem Holz erzeugt wurde. Hinzu kommt, dass die C-Sequestrierung im Düngerecht als mögliche Zweckbestimmung nicht erfasst ist (vgl. § 1 DüngG) (Gaßner et al. 2012).

Tab. 25: Düngemittelrechtliche Einordnung wesentlicher Ausgangsstoffe zur Herstellung von Biokohle und zur Nutzung von Holzkohle als Ausgangsstoff bei der Herstellung von Produkten nach der Düngemittelverordnung (Schneichel 2011)

Nr.	Ausgangsstoff, Stoffgruppe oder Herkunft	Einschränkung der zulässigen Ausgangsstoffe	Ergänzende Vorgaben und Hinweise
7.1.2	Pflanzliche Stoffe	aus Lebens-, Genuss- und Futtermittelherstellung, Garten- und Landschaftsbau, Energiegewinnung, ...	Umfasst auch Flotate, Fugate und Schlämme pflanzlicher Herkunft; Verwertung nur, wenn an der Anfallstelle keine Vermischung mit Abwässern oder Schlämmen außerhalb der spezifischen Produktion erfolgt und keine Reinigungsmittel in die Schlämme gelangen können.
7.1.10	Kohlen	Braunkohle, auch Leonardit, Xylith, nicht als Rückstand aus vorherigen Produktions- oder Verarbeitungsprozessen Holzkohle aus chemisch unbehandeltem Holz	Verwendung als Ausgangsstoff für Kultursubstrate, als Trägersubstanz in Verbindung mit der Zugabe von Nährstoffen über zugelassene Düngemittel, Xylith, Leonardit auch als Bodenhilfsstoffe

Hinsichtlich der erforderlichen Nachweise zur stofflichen Zusammensetzung und zur Beschaffenheit von Produkten nach Düngemittelverordnung ist zu unterscheiden zwischen kennzeichnungspflichtigen und einzuhaltenden Merkmalen (Grenzwerte). In der Tab. 26 sind die nach Düngemittelverordnung kennzeichnungspflichtigen Substanzen zusammengestellt.

Tab. 26: Kennzeichnungsschwellen nach Düngemittelverordnung (Anlage 2, Tab. 1)

Parameter	Düngemittel	Bemerkungen	Bodenhilfsstoffe	Kultursubstrate
		[% TM]		
Stickstoff (N)	1,5		0,1	100 (50 ¹⁾)
Phosphat (P ₂ O ₅)	0,5		0,1	100 (50 ¹⁾)
Kalium (K ₂ O)	0,75		0,1	100 (50 ¹⁾)
Schwefel (S)	0,3	Mineraldünger 1,5	0,1	100
Magnesium (MgO)	0,3	Mineraldünger 1,7 Kalkdünger 5,0	0,1	100 (50 ¹⁾) als Mg
Natrium	0,2	Mineraldünger 1,5		
Ca, wasserlöslich	5,7	nur Flüssigdünger		
Bor (B)			0,01 ²⁾	0,2 CAT-lösl. ⁴⁾
Kupfer (Cu)			0,05 ²⁾	0,4 CAT-lösl. ⁴⁾
Zink (Zn)			0,1 ²⁾	1,0 CAT-lösl. ⁴⁾
Kobalt (Co)			0,004 ²⁾	
basisch wirksame Bestandteile (CaO)	5,0		5,0 ²⁾	
Organische Substanz	5,0		5,0 ²⁾	
Salzgehalt (KCl)				500
Selen (Se)	0,0005		0,0005 ²⁾	
Chlorid (Cl)	jeder Gehalt, fakultativ			
[mg kg⁻¹ TM]				
Arsen (As)	20		20	20
Blei (Pb)	100		100	100
Cadmium (Cd)	1,0 bei > 5 % P ₂ O ₅ i.d. FM: 20 mg P ₂ O ₅ kg ⁻¹ TM		1,0	1,0
Chrom, gesamt (Cr)	300		300	300
Chrom ^{VI} (Cr ^{VI})	1,2		1,2	1,2
Nickel (Ni)	40		40	40
Quecksilber (Hg)	0,5		0,5	0,5
Thallium (Tl)	0,5		0,5	0,5
Perfluorierte Tenside (PFT)	0,05		0,05	0,05
OTE ³⁾ (Dioxine und dl-PCB)	5 ng WHO-TEQ kg ⁻¹ TM ⁵⁾			

¹⁾ für bodenunabhängige Anwendungen

³⁾ gilt nicht für Gärreste ohne Bioabfallanteile

²⁾ gilt auch für Kultursubstrate

⁴⁾ keine Gehaltsangabe aber Anwendungshinweise

⁵⁾ keine Pflicht zur Gehaltsangabe aber Grenzwert für Grünlandaufbringung

Unabhängig von den Kennzeichnungspflichten nach Düngemittelverordnung müssen für Stoffe, die neben der Düngemittelverordnung auch der Bioabfallverordnung bzw. der Klärschlammverordnung unterliegen, Nachweispflichten bezüglich der in Tab. 27 angeführten Parameter erfüllt werden. Hier existieren keine Kennzeichnungsschwellen.

Eine zuverlässige Kennzeichnung ist nur bei zeitnaher Untersuchung der geforderten Parameter möglich, zumal in der Düngemittelverordnung (DüMV 2012) verbindliche Toleranzvorgaben für Kennzeichnungs- und Einzelmesswerte (z.B. bei der Düngemittelverkehrskontrolle) genannt sind. Die Anzahl der Untersuchungen ist jedoch nur in der Bioabfallverordnung (BioAbfV 1998) und der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) verbindlich geregelt.

Tab. 27: Schwellenunabhängige Kennzeichnungspflichten nach Bioabfall- und nach Klärschlammverordnung

Parameter	Nachweispflicht nach	
	BioAbfV (1998)	AbfKlärV (1992)
pH-Wert	X	
Salzgehalt	X	
Trocknungsrückstand	X	
Organische Substanz	X	X
Stickstoff (N), gesamt		X
Ammonium-N (NH ₄ -N)		X
Phosphat (P ₂ O ₅)		X
Kalium (K ₂ O)		X
Calcium (CaO)		X
Magnesium (MgO)		X
Fremdstoffe > 2 mm	X	
Steine > 10 mm	X	
Blei (Pb)	X	X
Cadmium (Cd)	X	X
Chrom, gesamt (Cr)	X	X
Kupfer (Cu)	X	X
Nickel (Ni)	X	X
Quecksilber (Hg)	X	X
Zink	X	X
AOX		X
PCB (5 Congenere)		X
PCDD/PCDF (TCDD-Toxiditätsäquivalente)		X
Salmonellen	X	
Keimfähige Samen und Pflanzenteile	X	
Hygienisierungsnachweis (Rottetemperatur)	X	

Auch bei den Grenzwertregelungen für Schadstoffe bestehen Unterschiede zwischen den nur nach Düngemittelverordnung geregelten Stoffen und denen, für die zusätzlich Grenzwerte nach Bioabfallverordnung bzw. nach Klärschlammverordnung gelten. Dazu ist in Tab. 28 eine Zusammenstellung enthalten.

Tab. 28: Nach Düngemittelverordnung geltende Grenzwerte, unter Berücksichtigung von Stoffen, die zusätzlich der Bioabfallverordnung (BioAbfV 1998) bzw. der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) unterliegen (auch anteilige Gemische)

Schadstoff	DüMV (2012)	BioAbfV (1998)		AbfKlärV (1992) Gabe < 1,7 t TM a ⁻¹	
		Gabe < 10 t TM a ⁻¹	Gabe < 6,7 t TM a ⁻¹	nicht leichte Böden	leichte Böden ³⁾
[mg kg⁻¹ TM]					
Arsen (As)	40				
Blei (Pb)	150	100	150	900 ¹⁾	900 ¹⁾
Cadmium	1,5 (2,5 ²⁾ bei > 5% P ₂ O ₅ i.d. FM: 50 mg P ₂ O ₅ kg ⁻¹ TM	1,0	1,5	10,0 ¹⁾	5,0 ¹⁾
Chrom, gesamt (Cr)		70	100	900	900
Chrom ^{VI} (Cr ^{VI})	2,0				
Kupfer (Cu)		70 ¹⁾	100 ¹⁾	800 ¹⁾	800 ¹⁾
Nickel (Ni)	80	35	50	200 ¹⁾	200 ¹⁾
Quecksilber (Hg)	1,0	0,7	1,0	8,0 ¹⁾	8,0 ¹⁾
Thallium (Tl)	1,0				
Zink		300 ¹⁾	400 ¹⁾	2500 ¹⁾	2000 ¹⁾
AOX				500 ¹⁾	500 ¹⁾
PCB				0,2 ¹⁾	0,2 ¹⁾
PCDD/PCDF				0,1 ¹⁾	0,1 ¹⁾
Perfluorierte Tenside (PFT)	0,1				
OTE (Dioxine und dl-PCB)	0,03				
Salmonellen		0 St. 50 g ⁻¹ FM	0 St. 50 g ⁻¹ FM		
Keimfähige Samen und Pflanzenteile		2 St. g ⁻¹ FM	2 St. g ⁻¹ FM		
Hygienisierung (Rottetemperatur)		>55°C >14d >60°C >6d >65°C >3d	>55°C >14d >60°C >6d >65°C >3d		

¹⁾ gilt nur noch bis 31.12.2014

²⁾ nur für die Anwendung im Garten- und Landschaftsbau und für die Anzucht und Pflege von Zierpflanzen und Ziergehölzen

³⁾ mit Tongehalt < 5 % TM oder p_H-Wert > 5 bis < 6

Für Stoffe, die der Bioabfallverordnung (BioAbfV 1998) unterliegen (auch anteilige Gemische), gilt auch folgende Regelung der Bioabfallverordnung: „Der Bioabfallbehandler hat für die ... unvermischten Einsatzmaterialien oder die behandelten Bioabfälle ... Untersuchungen auf andere [über die in der Bioabfallverordnung und in der Düngemittelverordnung hinausgehende] Schadstoffe durchführen zu lassen, wenn insbesondere nach Art, Beschaffenheit oder Herkunft der unvermischten Einzelmaterialien oder behandelten Bioabfälle Anhaltspunkte für überhöhte Gehalte an diesen Schadstoffen ... bestehen.“ In diesem Zusammenhang ist für Biokohlen auf fallweise erhöhte Gehalte an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, insbesondere Naphthalin (Hilber et al. 2012c), und an Phenolen (Hendricks und Ramke 2011) hinzuweisen. Von toxikologischer Relevanz sind vor allem die höher molekularen PAK mit 4-6 Ringen, von denen einige kanzerogen sind. Wiedner et al. (2013) empfehlen die Bestimmung der PAK-Gehalte nach DIN ISO 13877 (Methode A und B).

Für nährstoffärmere Produkte wird deren Zuordnung in den Bereich der Düngemittel oder den Bereich der Bodenhilfsstoffe durch die Düngemittelverordnung sowohl nach deren Nährstoffgehalten als auch nach den Nährstofffrachten bei deren einmaliger, zweckbestimmter Anwendung geregelt. Diese Grenzen sind in der Tab. 29 zusammengestellt.

Die Zuordnungsregelungen für die Bereiche der Düngemittel und der Bodenhilfsstoffe sind aus pragmatischen Gründen teilweise überlappend, um Spielräume für künftige stoffgebundene Entscheidungen zu ermöglichen. Für HTC-Kohle teilte Diestel (2011) mit, dass deren Zuordnung als Bodenhilfsstoff nach den bisherigen Ergebnissen unwahrscheinlich ist.

Tab. 29: Begrenzungen für die Einordnung von Produkten als Bodenhilfsstoffe bzw. als Düngemittel

Nährstoff	Höchstwerte für Bodenhilfsstoffe		Mindestwerte für Düngemittel
	Nährstoffgehalte [% TM] ³⁾	Nährstofffrachten [kg ha ⁻¹]	Nährstoffgehalte [% TM]
Stickstoff (N)	1,5	50	1,5 (1,0 ²⁾)
Phosphat (P ₂ O ₅)	0,5	30	0,5 (0,3 ¹⁾)
Kaliumoxid (K ₂ O)	0,75	50	0,75 (0,5 ¹⁾)
Schwefel (S)	0,3	15	
Kupfer (Cu)	0,07		
Zink (Zn)	0,5		
Basisch wirksame Bestandteile (CaO)	30	500	

¹⁾ gilt für organische NPK-Dünger

²⁾ gilt für organische NPK-Dünger, mineralische NPK-Dünger auf Trägermaterial bzw. als Lösung

³⁾ das Verbot des gewerbsmäßigen Inverkehrbringens als Bodenhilfsstoff gilt nicht für Gesteinsmehle (außer Kalkstein, Kreide, Dolomit, Magnesit oder Phonolith) und für Stoffe, die in Spalte 3 der Anlage 2 Tabelle 7 für diese Zweckbestimmung besonders benannt sind

Der standort- und nutzungstypische Humusgehalt

Im Düngegesetz wird der standort- und nutzungstypische Humusgehalt angesprochen, ohne ihn näher zu kennzeichnen. Erstmals wurde im Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) der standorttypische Humusgehalt des Bodens genannt, der im Rahmen der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft insbesondere durch eine ausreichende Zufuhr an organischer Substanz oder durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität erhalten wird. Die standort- und nutzungstypischen Humusgehalte beziehen sich also auf die übliche landwirtschaftliche Humusversorgung mit mehr oder weniger leicht abbaubaren organischen Primärschubstanzen (z.B. Stallmist, Gülle, Stroh, Ernte- und Wurzelrückstände). Es stellt sich die Frage, inwieweit Biokohlen einen Beitrag zur Erhaltung bzw. Herstellung eines standort- und nutzungstypischen Humusgehaltes im Sinne des Gesetzes leisten können.

Der Standort wird in der Land- und Forstwirtschaft insbesondere aus Sicht der wirtschaftlichen Nutzung betrachtet, wobei die abiotischen Standortfaktoren in den Vordergrund treten, das sind vor allem das Klima, das Relief und der Boden mit seiner Textur, Struktur und Schichtung, der natürlichen Nährkraft, der Wasserführung, des Grundwassereinflusses und der Wärmespeicherung. Alle diese Faktoren üben weitgehend natürlich standorttypische Einflüsse auf den Humusgehalt des Bodens aus. Besonders bekannt sind die Einflüsse der klimatischen Wärmebilanz, der Bodentextur und -schichtung sowie der Grundwassernähe auf die Humusgehalte (Franko 1997, Kuka 2005, Wessolek et al. 2004). Auch die Art der pflanzenbaulichen Nutzung der Standorte hat erheblichen Einfluss auf die Humusgehalte und die Mächtigkeiten humoser Schichten von Böden. Die Nutzungsarten Wald und Grünland führen zu deutlich höheren Humusgehalten in den Böden als es für Ackerland der Fall ist (Montanarella 2007).

Innerhalb der Hauptnutzungsarten sind verschiedene Bewirtschaftungsformen der Böden anzutreffen, so z.B. Ackerland mit integrierter und ökologischer Bewirtschaftung oder pflugbestimmter und pflugloser Ackerbau. Diese Bewirtschaftungsformen modifizieren noch die Nutzungsarteneinflüsse auf den Humusgehalt und die Mächtigkeiten humoser Schichten von Böden, zumal die Versorgung der Böden mit organischer Substanz (organische Düngung) ein wesentlicher Bestandteil der verschiedenen Bewirtschaftungsformen ist.

Je nach den betreffenden Standort-, Nutzungs- und Bewirtschaftungsbedingungen stellt sich langfristig ein Fließgleichgewicht ein, das von der Zufuhr an abbaubaren organischen Primärschubstanzen (Wurzel- und Ernterückstände, Streu, organische Dünger) und dem Umsatz organischer Substanzen im Boden bestimmt ist. Für die landwirtschaftliche Humusversorgung haben Engels et al. (2010) die wesentlichen Pools der organischen Substanz im Boden und in den organischen Primärschubstanzen wie in Abb. 14 dargestellt beschrieben.

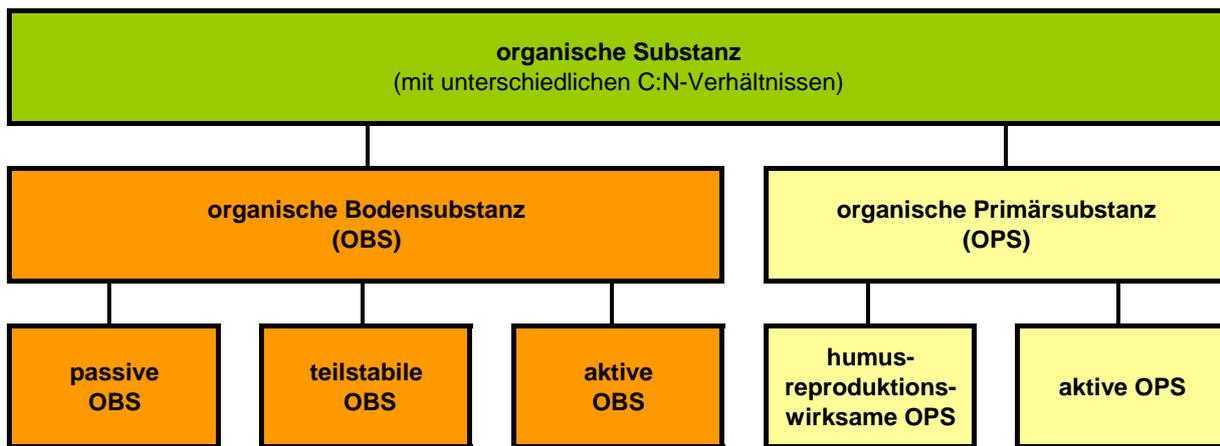


Abb. 14: Pools der organischen Substanz im Boden und in organischen Primärsubstanzen (erweitert nach v. Lützw et al. 2008)

Dieser Übersicht liegt zugrunde, dass bei der landwirtschaftlichen Humusreproduktion ein möglichst gleichmäßiger Umsatz organischer Substanz im Boden und damit gleichbleibend intensives Bodenleben gewährleistet wird. Die passive organische Bodensubstanz (Dauerhumus) wird von dieser landwirtschaftlichen Humusversorgung nur soweit berührt, wie es das bodeneigene Stabilisierungsvermögen zulässt. In diesem Zusammenhang sind auch die standort- und nutzungstypischen Humusgehalte zu verstehen, die durch Einflussnahme auf die aktive und die teilstabile organische Bodensubstanz verändert werden können.

Das wird durch aktuelle europaweite Auswertungen von Dauerdüngungsfeldversuchen bestätigt (Körshens et al. 2013), die zu folgenden Ergebnissen geführt haben: „Im Durchschnitt von 350 Ertragsvergleichen von organisch-mineralischer Düngung mit reiner Mineraldüngung wurde eine mittlere Ertragssteigerung um 6 % erreicht; die geringste Wirkung trat bei Winterweizen mit 3 %, die größte Wirkung trat bei Kartoffeln mit 9 % auf. Alle ungedüngten Böden sind an organischem Kohlenstoff (C_{org}) verarmt, wobei Unterschiede der C_{org} -Gehalte von 0,36 bis 2,06 % aufgetreten sind. Die Unterschiede von C_{org} der ungedüngten Flächen im Vergleich zu einer Kombination von Mineraldüngung (NPK) und organischer Düngung ($10 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Stallmist) liegen zwischen +0,11 und +0,72 %, ...“

Damit wird nachgewiesen, dass die durch Zufuhr organischer Substanz erzielten Mehrerträge in direkter Beziehung zur Nährhumuswirkung (Umsatz organischer Primärsubstanz durch nachhaltig optimales Bodenleben, verbunden mit einem bewirtschaftungstypischen Gehalt an umsetzbarer organischer Bodensubstanz) stehen.

Mit der Biokohle wird den Böden ein Material zugeführt, das im Gegensatz zu den meisten bisher eingesetzten organischen Primärsubstanzen zu großen Anteilen nicht direkt umgesetzt wird, sondern überwiegend in die passive organische Bodensubstanz eingeht. Dadurch kommen andere Wirkprinzipien als bei der bisher üblichen landwirtschaftlichen Humusreproduktion zum Tragen. Der Abbau der Biokohlen durch chemische und biologische Prozesse erfolgt nur in geringen Raten. Ein großer Teil der Mineralisierungsprodukte wird als CO_2 emittiert oder in wässriger Lösung (DOC) verlagert. Die übrigen organischen Abbauprodukte können in

die Humifizierungsprozesse einbezogen werden. Auch die aus der Verstoffwechslung der Kohle sich entwickelnde Biomasse geht in den Humuskreislauf ein (s. Kap. 2.8.3). Die entsprechenden Größenordnungen sind jedoch bislang nicht näher quantifizierbar.

Die Anwendung von Biokohlen wirkt somit nicht wie die bisherige landwirtschaftliche Humusversorgung auf die Gewährleistung standort- und nutzungstypischer Humusgehalte einschließlich ihrer umsetzbaren Anteile. Unter anderem aufgrund ihrer Porosität und Sorptionskraft kann sie zwar anteilig Funktionen von Humus, insbesondere Dauerhumus als passiver Pool, erfüllen und damit eine bodenverbessernde Wirkung, vor allem auf sandigen Böden entfalten. Funktionen des Nährhumus bzw. der umsetzbaren organischen Substanz gerade im Hinblick auf das Bodenleben kann sie jedoch nur teilweise und in einem bislang nicht geklärten geringeren Umfang übernehmen. Hinsichtlich der Zweckbestimmung des Düngegesetzes, den standort- und nutzungstypischen Humusgehalt oder besser Humushaushalt zu erhalten oder nachhaltig zu verbessern, können daher nach bisherigem Kenntnisstand noch keine Beweise für den Nutzen von Biokohlegaben erbracht werden. Die Mikroporen von Holzkohle lassen dagegen – ähnlich wie solche krümeliger mineralischer Ton- und Schluffpartikel – eine humusstabilisierende Wirkung in Böden erwarten.

Düngeverordnung und Biokohle

Die Düngeverordnung (DüV) regelt

- a) die gute fachliche Praxis bei der Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen,
- b) das Vermindern von stofflichen Risiken durch die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und auf anderen Flächen, soweit die Düngeverordnung dies ausdrücklich bestimmt.

Nach § 5 der DüV hat jeder Betriebsinhaber jährliche Nährstoffvergleiche für Stickstoff und Phosphat zu erstellen, wovon lediglich einige Sonderfälle ausgenommen sind. In der Anlage 7 der DüV ist geregelt, dass die Nährstoffvergleiche als Differenz aus Zufuhr und Abfuhr der flächenbezogenen Mengen an Gesamtstickstoff und -phosphat vorzunehmen sind. In § 7 sind Vorgaben für Nährstoffüberschüsse genannt, die eine bedarfsgerechte Versorgung der Nutzpflanzen vermuten lassen.

Während für Phosphatüberschüsse Bewertungseinschränkungen anhand von Untersuchungen auf pflanzenverfügbare Bodengehalte genannt werden, sind für Stickstoffüberschüsse keine vergleichbaren Regelungen vorhanden. Hier können lediglich Besonderheiten bei bestimmten Betriebstypen, bei der Anwendung bestimmter Düngemittel, beim Anbau bestimmter Kulturen, der Erzeugung bestimmter Qualitäten, bei der Haltung bestimmter Tierarten oder der Nutzung bestimmter Haltungsformen oder bei nicht zu vertretenden Ernteaufällen berücksichtigt werden. Danach darf der Betriebsinhaber weitere unvermeidliche Überschüsse oder erforderliche Zuschläge nach Vorgabe oder in Abstimmung mit der nach Landesrecht zuständigen Stelle berücksichtigen.

Die Stickstoffgehalte in Biokohlen sind meist nur in geringem Maße pflanzenverfügbar. Es kann sogar zu Stickstofffestlegungen im Boden kommen (vgl. Kap. 2.8.3). Nach Düngeverordnung

sind aber bei der Berechnung von Nährstoffüberschüssen die gesamten, mit der Biokohle applizierten Stickstoffmengen zu berücksichtigen, obwohl dieser Stickstoff zu großen Anteilen im Boden stabilisiert ist. Über die Dauer dieser Stabilisierung kann heute noch keine Aussage getroffen werden. Hier besteht dringender Forschungsbedarf, da mit der durch Biokohleanwendung angestrebten C-Sequestrierung immer auch eine N-Sequestrierung verbunden ist. Diese N-Sequestrierung im Boden muss einerseits durch Langzeituntersuchungen kalkulierbar gemacht werden, andererseits erscheint es angebracht, die Stickstoffstabilisierung im Boden von den Nährstoffüberschussberechnungen absetzen zu können.

2.10.4 Wasserrecht und Biokohle

Das Wasserrecht ist seit 2010 bundeseinheitlich geregelt. Damit wurde dieser Regelungsbereich harmonisiert sowie transparenter und übersichtlicher gestaltet. Wassergefährdende Stoffe sind nach § 62 Abs. 3 Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2010) feste, flüssige und gasförmige Stoffe, die geeignet sind, dauernd oder in einem nicht nur unerheblichen Ausmaß nachteilige Veränderungen der Wasserbeschaffenheit herbeizuführen.

Zum Schutz der Gewässer müssen Anlagen zum Umgang mit Stoffen so gebaut und betrieben werden, dass keine Verunreinigung oder nachteilige Veränderung der Gewässer zu besorgen ist. Dazu müssen die in den Anlagen verwendeten Stoffe auf ihre wassergefährdenden Eigenschaften untersucht und eingestuft werden. Diese Einstufung erfolgt nach der Verwaltungsvorschrift Wassergefährdende Stoffe (VwVwS 1999). Eine Novelle der VwVwS vom 27. Juli 2005 trat am 1.

August 2005 in Kraft.

Hierbei werden drei Wassergefährdungsklassen (WGK) unterschieden:

WGK 1: schwach wassergefährdend

WGK 2: wassergefährdend

WGK 3: stark wassergefährdend

Die Einstufung eines Stoffes in Wassergefährdungsklassen kann erfolgen nach Anhang 1 (nicht wassergefährdende Stoffe) oder nach Anhang 2 (wassergefährdende Stoffe) der VwVwS, durch WGK-Dokumentation nach Anhang 3 der VwVwS und durch Beschluss der "Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe" zur Aufnahme in Anhang 1 oder 2 bei einer künftigen VwVwS-Novellierung. Abfälle, die noch nicht einer Wassergefährdungsklasse zugeordnet sind, werden vorsorglich der WGK 3 zugeordnet. Daher ist es im Falle der aus organischen Abfällen erzeugten Biokohlen besonders wichtig, deren Gefährdungs- oder auch deren Schutzpotenzial durch Filterwirkung für angrenzende Gewässer durch eine Selbstbewertung nachzuweisen und durch die o.g. Kommission einordnen zu lassen.

Die Wassergefährdungsklasse eines Stoffgemisches kann nach Anhang 4 der neuen VwVwS entweder über eine Rechenregel aus den Wassergefährdungsklassen der Komponenten oder auf Basis von Prüfdaten am Stoffgemisch ermittelt werden. Die bundeseinheitlich rechtsverbindlich eingestuften Stoffe sind online aus einer Datenbank beim Umweltbundesamt abrufbar (<http://www.umweltbundesamt.de/wgs/>). Die VwVwS gilt, bis Regelungen nach § 62 Wasserhaushaltsgesetz Absatz 4 (WHG 2010) in der seit dem 1. März 2010 geltenden Fassung in Kraft treten.

Die nach Wassergefährdungsklasse und Stoffmenge gestaffelten Anforderungen werden bisher im Wasserrecht der Länder durch die „Anlagenverordnungen“ festgesetzt (VAwS 2010 - Verordnungen über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen). Eine Rechtsverordnung des Bundes, die die Länderverordnungen ersetzen soll, befindet sich in Vorbereitung.

Fazit

Insgesamt ist für die Biokohlen festzustellen, dass derzeit in Deutschland deren düngerechtliche Einordnung nur begrenzt, insbesondere im Bereich der Kultursubstrate möglich ist. Gegenwärtig ist nur eine Nutzung von Holzkohlen aus unbehandelten Hölzern als Bestandteil von Kultursubstraten zulässig, wenn diese als Produkt in Verkehr gebracht werden sollen. Hier ist zu prüfen, inwieweit die Herstellung von Oberböden auf devastierten Standorten, wie sie im Rahmen von Rekultivierungsvorhaben und landschaftsbaulichen Projekten üblich ist, dem Bereich der Kultursubstratherstellung zugeordnet werden kann.

Auch für eine flächendeckende Anwendung in der Herstellung von Düngemitteln für die Landwirtschaft ist im Gegensatz zum EG-Düngemittelrecht nach deutschem Recht aktuell lediglich eine Nutzung von Pyrolysekohle aus unbehandeltem Holz als Trägermaterial von Nährstoffen zulassungsfähig. Vor allem bei der Nutzung von Bioabfällen und Klärschlämmen als Ausgangsstoffe für die Biokohlenherstellung bestehen zudem besondere schadstoffseitige Herausforderungen. Im Sinne einer Entwicklung der Biokohleanwendung auf und in Böden sind neue Wege zu erschließen, die vor allem die Möglichkeiten einer C-Sequestrierung einbeziehen, zumal das Erreichen der düngerechtlichen Zweckbestimmung hinsichtlich der Einstellung standort- und nutzungstypischer Humusgehalte aus der Sicht der landwirtschaftlichen Humusversorgung noch nicht als gesichert angesehen werden kann.

Als offene Fragen zu den rechtlichen Aspekten beim Umgang mit Biokohlen und anderen thermisch veränderten Biomassen als Bodenhilfsstoffe bzw. bei der C-Sequestrierung in Böden sind zu nennen:

- Einordnung einer Zweckbestimmung bzw. Förderung für die C-Sequestrierung (REACH, KrWG, DüngG, DirektZahlV)
- Einordnung hergestellter Oberböden in den Bereich der Kultursubstrate (DüMV)
- Aufnahme von Biokohlen in den Katalog der zugelassenen Ausgangsstoffe (DüMV)
- Berücksichtigung von langfristig im Boden stabilisierten Nährstoffen, insbesondere Stickstoff und Phosphor (DüV)
- Einordnungen nach Wassergefährdung (VwVwS)

Wird Biokohle durch den eigenen Betrieb aus Pflanzenmaterial innerbetrieblicher Stoffkreisläufe hergestellt und im eigenen Betrieb (auch bei Vornutzung in anderen innerbetrieblichen Prozessabläufen bzw. in Mischung mit anderen unbedenklichen Materialien) genutzt, ohne dass es dabei zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt, insbesondere Böden (Bodenschutzrecht) und Gewässern (Gewässerschutzrecht) kommen kann, greifen die gesetzlichen Regelungen des Abfall- und Düngemittelrechts nicht direkt. Anforderungen der „Guten fachlichen

Düngungs-
praxis“ sind jedoch zu berücksichtigen.

2.11 Stand und C-Bilanz der stofflichen Nutzung von Biomasse in Landwirtschaft und Gartenbau

2.11.1 Überblick zur Biomassenutzung im Pflanzen- und Gartenbau

Die pflanzenbauliche Nutzung von Biomasse erfolgt in Deutschland derzeit überwiegend:

- im Bereich der Landwirtschaftlichen Humusreproduktion,
- für einen Humusaufbau (C-Sequestrierung), insbesondere im Landschaftsbau und bei der Rekultivierung devastierter Standorte sowie
- für die Substitution von Torf bei der Kultursubstratherstellung.

Die insgesamt in diesen pflanzenbaulichen Anwendungsbereichen eingesetzten Trockenmassen und Mengen an organischem Kohlenstoff sind in der Tab. 30 zusammengestellt. In den folgenden Kapiteln werden die einzelnen Bereiche näher betrachtet.

Tab. 30: Zusammenfassende Darstellung der Mengen an Trockenmasse bzw. an organischem Kohlenstoff aus nachwachsenden Rohstoffquellen für pflanzenbauliche Anwendungsbereiche

Nutzungsbereich	Trockenmasse		Organischer Kohlenstoff	
	Menge [Tsd. t a ⁻¹]	[%]	Menge [Tsd. t a ⁻¹]	[%]
Gesamte pflanzenbauliche Nutzung von organischem Kohlenstoff	55.567	100,0	27.943	100,0
davon für				
Landwirtschaftliche Humusversorgung	54.262	97,7	27.646	98,9
Humusaufbau bei Landschaftsbau und Rekultivierung	1.124	2,0	251	0,9
Torfsubstitution	181	0,3	46	0,2

2.11.2 Humusreproduktion

Für die Humusreproduktion ist seit 2004 ein VDLUFA-Standpunkt (Körschens et al. 2004) verfügbar, der dem Stand der Technik bei der Humusversorgung im integrierten Ackerbau entspricht. Auf dieser Grundlage wurden auch wesentliche Anforderungen der Direktzahlungsverpflichtungenverordnung (DirektZahlVerpflV 2004) an die Humusversorgung abgeleitet. Die Angaben der Direktzahlungsverpflichtungenverordnung wurden durch den VDLUFA auf Präzisierungsbedarf geprüft (Engels et al. 2010). Es wurden Empfehlungen für eine künftige fachlich-inhaltliche Gestaltung der DirektZahlVerpflV-Regelungen zur ordnungsgemäßen Humusbewirtschaftung als Mindestbeitrag hinsichtlich der Erhaltung der landwirtschaftlichen Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand abgeleitet. Darüber hinausgehende Anforderungen an die Humusversorgung wurden z.B. von Leithold et al (1997), Hülsbergen (2003) und Brock et al. (2009) vorgestellt.

Anhand der oberen und unteren Bedarfswerte aus dem VDLUFA-Standpunkt „Humusbilanzierung“ für die Humusversorgung integriert bewirtschafteter Ackerflächen wird in

Tab. 31 eine Übersicht zur Humusversorgung in Deutschland gegeben. Hier wird Folgendes erkennbar:

- Je nach Wahl der unteren bzw. oberen Werte für den Humusreproduktionsbedarf der humuszehrenden Fruchtarten werden mittlere orientierende Angaben von 353 bzw. 509 Häq ha⁻¹ ermittelt, d.h. je nach bisheriger Bodenbewirtschaftung kann der Humusreproduktionsbedarf um bis zu 44 % erhöht ausfallen.
- Die Humusversorgung wird entsprechend dem Humussaldo nach VDLUFA-Standpunkt (Stand 2004) wie folgt eingeordnet:
 - für die unteren Werte in die Gruppe D (hoch - mittelfristig tolerierbar, besonders auf humusverarmten Böden)
 - für die oberen Werte in die Gruppe C (optimal - optimal hinsichtlich Ertragssicherheit bei geringem Verlustrisiko, langfristig Einstellung standortangepasster Humusgehalte).
- Die Humusreproduktionsleistung wird zu 92,3 % durch landwirtschaftliche Materialien (Wirtschaftsdünger, Koppelprodukte) erbracht. Die humusmehrenden Fruchtarten sind mit 4,5 %, die Bioabfallkomposte und Klärschlämme mit 3,2 % beteiligt.
- Der mittlere Umsatz an organischem Kohlenstoff zur Humusversorgung landwirtschaftlicher Ackerflächen liegt bei etwa 2,4 t ha⁻¹ a⁻¹. Diese Menge wird nach Einstellung eines Fließgleichgewichts innerhalb einer Bilanzierungsperiode (3 bis 10 Jahre) im Boden mineralisiert, wobei der Prozess mit steigender Abbaustabilität der organischen Dünger stark zeitverzögert verläuft.

Bei der Überarbeitung des VDLUFA-Standpunktes „Humusbilanzierung“ hat sich gezeigt, dass für den integrierten Ackerbau keine Änderungen des fruchtartenspezifischen Humusreproduktionsbedarfs (untere und obere Werte) diskutiert wurden. Unterschiedliche Auffassungen werden nur dahingehend vertreten, unter welchen Bedingungen die Anwendung der oberen Bedarfswerte zu empfehlen sei. Hier deuten sich erhebliche regionale Differenzierungen an (z.B. Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern – untere Werte; Bayern, Nordrhein-Westfalen – obere Werte). Im

Freistaat Sachsen wird von Kolbe (2008) eine stärkere Differenzierung nach gestaffelter Mineralisierungsleistung der Böden empfohlen, die weitgehend innerhalb der Spanne von unteren und oberen Bedarfswerten nach VDLUFA liegt.

Tab. 31: Orientierende Humusbilanzierung für Deutschland (abgeleitet nach Körschens et al. 2004)

Humusreproduktionsbedarf der Ackerfläche nach VDLUFA-Standpunkt „Humusbilanzierung“					
Fruchtart	Fläche in Tsd. ha ⁵⁾	Häq ha ⁻¹		Tsd. Häq	
		untere Werte	obere Werte	untere Werte	obere Werte
Getreide	6.003	-280	-400	-1.680.840	-2.401.200
Körnermais	488	-560	-800	-273.280	-390.400
Kartoffel	259	-760	-1.000	-196.840	-259.000
Zuckerrübe	398	-760	-1.300	-302.480	-517.400
Raps	1.328	-280	-400	-371.840	-531.200
Sonnenblume	27	-280	-400	-7.560	-10.800
Getreideganzpflanzen	68	-280	-400	-19.040	-27.200
Silo-/Grünmais	2.029	-560	-800	-1.136.240	-1.623.200
Gemüse 1. Gruppe	44	-760	-1.000	-33.440	-44.000
Gemüse 2. Gruppe	10	-560	-800	-5.600	-8.000
Gemüse 3. Gruppe	53	-280	-400	-14.840	-21.210
Humuszehrer gesamt	10.707			-4.042.000	-5.833.600
Ackergras	397	600	800	238.200	317.600
Körnerleguminosen	98	160	240	15.680	23.520
Leguminosenpflanzen	264	160	240	42.240	63.360
Humusmehrer gesamt	759			296.120	404.480
Ackerfläche gesamt	11.466			-3.745.880	-5.429.120

Tab. 31 (Forts.): Orientierende Humusbilanzierung für Deutschland (abgeleitet nach Körschens et al. 2004)

Humusreproduktionsaufkommen organischer Materialien in der Landwirtschaft						
Material	FM [Tsd. t a ⁻¹] ⁶⁾	Feuchte [% FM]	oTS [% TM]	Häq t ⁻¹ FM	Tsd. HäQ	C _{org} [Tsd. t]
Getreidestroh ^{1) 2)}	25.000	14	94	95	2.375.000	11.722
Rapsstroh ¹⁾	7.500	14	94	95	712.500	3.517
Körnermaisstroh ¹⁾	4.000	14	94	95	380.000	1.875
Ernterückstände Hackfrüchte	19.000	85	99	12	228.000	1.636
Rinder- und Schweinegülle ³⁾	107.800	90	80	11	1.185.800	5.002
Festmist ⁴⁾	29.200	75	80	40	1.168.000	3.387
Landwirtschaftliche Materialien	192.500				6.049.300	27.139
Bioabfallkompost	2.293	40	40	70	160.510	319
Klärschlamm	5.660	90	57	8	45.280	187
Abfallwirtschaftliche Materialien	7.953				205.790	506
Materialien gesamt	200.453				6.255.090	27.646
Humussaldo						
	Tsd. Häq		Häq ha ⁻¹			
	untere Werte	obere Werte	untere Werte	obere Werte		
Humuszehrer	-4.042.000	-5.833.600	-353	-509		
Humusmehrer	296.120	404.480	26	35		
Landwirtschaftliche Materialien	6.049.300	6.049.300	528	528		
Abfallwirtschaftliche Materialien	205.790	205.790	18	18		
Humussaldo	2.509.210	825.970	219	72		
Bewertung der Humusversorgung			Gruppe D	Gruppe C		

¹⁾ Mittlere Humusreproduktionswerte nach Körschens et al. (2004)

²⁾ 16,6 % für Einstreu in der Viehhaltung angesetzt

³⁾ 11,6 % für Biogassubstrat angesetzt

⁴⁾ 2,6 % für Biogassubstrat angesetzt

⁵⁾ Flächen für 2011 nach BMELV (2013a, 2013b)

⁶⁾ Mengen nach Zeller et al. (2012) und BMELV (2012)

Die regionalen Unterschiede in der ackerbaulichen Humusversorgung ergeben sich nicht nur aus der Anwendung der unteren bzw. oberen fruchtartenspezifischen Bedarfswerte, sondern auch aus dem unterschiedlichen Viehbesatz in Großvieheinheiten (GV) je Flächeneinheit. Dieser Zusammenhang wurde von Breitschuh und Gernand (2010) herausgearbeitet. In der Tab. 32 ist der durchschnittliche Viehbesatz je Flächeneinheit nach Bundesländern zusammengestellt. Auf dieser Grundlage haben sich regional sehr große Unterschiede in der landwirtschaftlichen Stoffkreislaufführung organischer Substanzen entwickelt, die sich letztendlich bis zum einzelnen Landwirtschaftsbetrieb durchziehen. Über einen als mögliches Potenzial für andere Zwecke nutzbaren Überschuss an organischer Substanz kann demnach nur anhand einer betrieblichen Humusbilanzierung entschieden werden (Körschens et al. 2004).

Tab. 32: Viehbesatz der Bundesländer in Großvieheinheiten je landwirtschaftlicher Nutzfläche im Jahr 2011 nach Angaben des Statistischen Bundesamts (StatBA 2012)

Bundesland	LF [Tsd. ha]	Viehbesatz [GV ha ⁻¹]
Deutschland	16.721	0,78
davon:		
Baden Württemberg	1.418	0,74
Bayern	3.143	0,93
Berlin	2	0,50
Brandenburg	1.319	0,42
Bremen	8	1,04
Hamburg	14	0,49
Hessen	768	0,60
Mecklenburg-Vorpommern	1.343	0,40
Niedersachsen	2.600	1,16
Nordrhein-Westfalen	1.459	1,24
Rheinland Pfalz	703	0,47
Saarland	78	0,57
Sachsen	909	0,54
Sachsen-Anhalt	1.174	0,36
Schleswig-Holstein	999	1,05
Thüringen	784	0,47

Der Viehbesatz je Flächeneinheit und damit auch das landwirtschaftliche Aufkommen an organischer Substanz zur Humusversorgung reichen vom geringsten Wert in Sachsen-Anhalt mit 0,36 GV ha⁻¹ bis zu 1,24 GV ha⁻¹ in Nordrhein-Westfalen. Regionale Unterschiede innerhalb der Bundesländer verschärfen diese Differenziertheit noch weiter. Aus Gesamtsicht ist auffallend, dass in Ostdeutschland mit dem geringsten Aufkommen an organischer Substanz für die Hu-

musversorgung zu rechnen ist. Hier dürften sich dann auch die geringsten Biomassepotenziale für nicht humuswirtschaftliche Zwecke – einschließlich einer Biokohleerzeugung – ergeben.

Neben dieser quantitativen Betrachtung zur Humusreproduktion sind aus der Sicht der Nutzung von organischen Ausgangsstoffen zur Biokohleherstellung qualitative Aspekte zu berücksichtigen. Das bezieht sich auf die Humusreproduktionsleistung (Humusäquivalente), die je Menge an organischem Kohlenstoff auf den Ackerflächen erreicht wird. Ein entsprechender Effizienzvergleich ist der Tab. 33 zu entnehmen.

Tab. 33: Bewertung der Humusreproduktionsleistung organischer Materialien nach ihren Kohlenstoffanteilen

Material	Häq dt ⁻¹ C _{org}	Effizienzbewertung
Stroh	17 - 23	gering
Ernterückstände	14	sehr gering
Rindergülle	26 - 31	gering bis mittel
Schweinegülle	21	gering
Frischmist	27 - 28	gering bis mittel
Rottemist	34	<u>mittel</u>
Stallmist, kompostiert	43 - 44	<u>hoch</u>
Frischkompost	43	<u>hoch</u>
Fertigkompost	50	<u>sehr hoch</u>
Klärschlamm, unbehandelt	24 - 38	gering bis mittel
Klärschlamm, kalkstabilisiert	33 - 43	<u>mittel bis hoch</u>
Rindenkompost	52	<u>sehr hoch</u>
Gärprodukt, flüssig	26 - 31	gering bis mittel
Gärprodukt, fest	34	<u>mittel</u>
Gärprodukt, kompostiert	43 - 50	<u>hoch bis sehr hoch</u>

Für die Erschließung organischer Ausgangsstoffe zur Biokohleerzeugung lässt sich daraus ableiten, dass aus Sicht der landwirtschaftlichen Humusreproduktion vor allem die Materialien empfohlen werden können, deren C-Effizienz (bezogen auf die Humusreproduktion) geringer ausfällt. So ergibt sich folgende Rangfolge für die Herstellung von Biokohlen:

Ernterückstände >

Stroh, Schweinegülle >

Rindergülle, Frischmist, unbehandelter Klärschlamm, flüssige Gärprodukte.

Bei Nutzung dieser organischen Ausgangsstoffe würde die landwirtschaftliche Humusreproduktion im Vergleich zur Herstellung von Biokohlen am wenigsten gemindert. Die im Sinne einer Humusreproduktion stärker C-effizienten organischen Materialien, wie Komposte, feste Gärprodukte und Rottemist, scheinen aus dieser Sicht für die Biokohleherstellung weniger empfehlenswert zu sein.

Zu Fragen des standort- und nutzungstypischen Humusgehaltes und seiner Erhaltung bzw. Förderung sei auf das Kap. 2.10.3 verwiesen, der auf die differenzierte Bedeutung unterschiedlicher C_{org} -Pools im Boden und deren gezielte Bewirtschaftung eingeht. Biokohlen sind wegen ihrer überwiegend passiven Verhaltensweisen im Boden für die bisher übliche landwirtschaftliche Humusreproduktion durch Zuführung umsetzbarer organischer Primärsubstanzen nicht geeignet.

2.11.3 C-Sequestrierung (Humusaufbau)

Unter C-Sequestrierung wird eine Festlegung von Kohlenstoff in einem anderen C-Reservoir als in der Atmosphäre verstanden (BFW 2009). Im Boden geschieht das über einen Humusaufbau, wobei der Humusaufbau nur eine Richtung der Veränderungen des Bodenvorrats an organischer Substanz bedeutet – also auch reversibel sein kann.

Franko (2013) beschreibt aus der Sicht der Modellierung der Humusdynamik im Boden die folgenden wesentlichen Einflussbereiche bzw. Anforderungen:

- a) Managementoptionen abbilden
 - Fruchtfolge, Ertrag, Zufuhr organischer Primärsubstanz (OPS), Beregnung, Bodenbearbeitung
- b) Standortwirkungen quantifizieren
 - BiologicActive Time (BAT) aggregiert als Indikator die Effekte von Temperatur, Feuchte (Niederschlag) und Gasaustausch (Textur)
- c) Heterogenität der C_{org} -Pools im Boden abbilden
 - aktive, stabilisierte, langzeitstabilisierte organische Bodensubstanz (OBS)
- d) Substratqualität berücksichtigen
 - Umsatzkonstante (Abbaustabilität der organischen Primärsubstanz, OPS), Synthesekoeffizient (Aufbau von OBS), C:N-Verhältnis

Unter diesen komplexen Bedingungen kann ein Humusaufbau letztendlich immer nur temporär sein, wenn auch fallweise langzeitstabil. Für Biokohlen besteht in diesem Zusammenhang ein dringender Forschungsbedarf einerseits zur Kennzeichnung der für einen Humusaufbau entscheidenden Qualität und andererseits zur Ableitung von poolbezogenen Synthesekoeffizienten – insbesondere für den langzeitstabilisierten C_{org} -Bodenpool – im Unterschied zur landwirtschaftlichen Humusreproduktion, die vor allem auf eine Synthese von aktivem bzw. stabilisiertem Humuspool ausgerichtet ist.

Eine Orientierung zur Verwendung organischer Materialien für die Humusanreicherung im Landschaftsbau ist den Angaben des BMELV (2013b) zum Verbleib von Bioabfall-Komposten zu entnehmen. Hier ist für das Jahr 2010 eine Anwendungsmenge von 1.006 Tsd. t Kompost in der Landschaftsgestaltung und -pflege genannt. Für andere Zwecke (einschließlich Anwendung in privaten Haushalten) kommen noch 738 Tsd. t Kompost hinzu. Von dieser Gesamtmenge sind die Kompostmengen abzuziehen, die in die Herstellung von Kultursubstraten einfließen. Das sind nach Meinken (2010) etwa 250.000 bis 500.000 $\text{m}^3 \text{a}^{-1}$ bzw. im Mittel etwa 244 Tsd. t Kompost. Für die verbleibenden 1.500 Tsd. t Bioabfall-Kompost kann davon ausgegangen werden,

dass sie bewusst oder unbewusst vorwiegend für einen Humusaufbau genutzt werden. Hinzu kommen noch 317 Tsd. t Klärschlamm-Komposte, die für landschaftsbauliche Maßnahmen und sonstige stoffliche Verwertungen genutzt werden.

Die Verwendung dieser Kompostmengen geschieht im Idealfall zum Zweck des Humusaufbaus bei der Wiederherstellung der Kulturfähigkeit devastierter Böden im Landschaftsbau und bei der Rekultivierung. Aber auch viele Anwendungsempfehlungen für den Haus-, Nutz- und Kleingartenbereich zielen auf den Humusaufbau (z.B. Hochbeete).

Welche Ergebnisse für den Humusaufbau durch Kompostanwendung erzielt werden können, haben Reinhold und Kluge (2013) anhand der C_{org} -Dynamik im Boden bei 12-jährigen Feldversuchen nachgewiesen. Hier wurden durch umfangreiche statistische Datenauswertungen folgende Wiederfindungsraten von organischem Kohlenstoff aus verschiedenen Komposten im Boden ermittelt:

- Fertigkompost aus Grüngut bei schluffigem Lehm 59 %
- Fertigkompost aus Biogut bei lehmigem Sand 47 %
- Frischkompost aus Biogut bei schluffig-tonigem Lehm 26 %

Bei Zugrundlegung der aktuellen Daten zur mittleren Bioabfall-Kompostqualität (BGK 2013):

- Bioabfall-Komposte: Trockenmasse 63,2 %, Glühverlust 37,8 %
- Klärschlammkomposte: Trockenmasse 54,9 %, Glühverlust 42,8 %

und einem temporären Humusaufbau in Höhe von 47 % aus Kompost- C_{org} ergibt sich folgende C_{org} -Gesamtbilanz:

- jährlich eingesetzte Bioabfall-Kompost- C_{org} -Menge 208 Tsd. t C_{org}
- jährlich eingesetzte Klärschlamm-Kompost- C_{org} -Menge 43 Tsd. t C_{org}
- jährlich eingesetzte Gesamt-Kompost- C_{org} -Menge 251 Tsd. t C_{org}
- davon als Humusaufbau wirksam 118 Tsd. t C_{org}

Das Potenzial und die praktische Bedeutung für eine Biokohleanwendung sind damit aus Sicht der C_{org} -Bilanzen von Vorhaben zum Humusaufbau im Vergleich zur landwirtschaftlichen Humusreproduktion zwar sehr gering, hierdurch kann aber ein deutlich höherwertiges Marktsegment bedient werden. In diesem Bereich könnten sich somit auch biokohlehaltige Erzeugnisse etablieren. Biokohlen sind für die C-Sequestrierung bzw. Humusanreicherung in Landschaftsbau und Rekultivierung insbesondere einsetzbar, wenn gleichzeitig weitere bodenverbessernde Wirkungen erzielt werden (vgl. Kap. 2.8).

2.11.4 Torfsubstitution

Der umweltgerecht schonende Umgang mit Mooren als fossile Kohlenstoffspeicher stellt heute eine der großen Herausforderungen bei der Minderung von klimarelevanten Kohlendioxidfreisetzungen dar. Der Torfabbau und die Bewertung einer anteiligen Substitution dieser fossilen

Kohlenstoffquellen sollten in diesem Gesamtzusammenhang betrachtet werden. Dazu hat der Industrieverband Garten e.V. (IVG 2012) folgende aktuelle Hinweise veröffentlicht:

Von allen in Deutschland aus Mooren emittierten klimarelevanten Gasen stammen:

- 7 % aus Torfabbau,
- 9 % aus nicht oder extensiv genutzten Mooren und
- 84 % aus der Landwirtschaft.

Die Torfgewinnung hat damit einen Anteil von 0,2 % an den Gesamtemissionen Deutschlands. Durch Wiedervernässung abgebauter Moore erfolgt eine Kompensation von ca. $15 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die gegen die Kohlendioxidemission aus einem umweltgerecht geführten Torfabbau zu setzen ist (Höper 2011).

Der Torfverbrauch in Deutschland beträgt etwa $10 \text{ Mio. m}^3 \text{ a}^{-1}$ (Bieker 2012). Davon werden etwa 8 bis 8,5 Mio. m^3 für die Produktion von Blumenerden und Kultursubstraten eingesetzt (Gesamtproduktion $9 \text{ Mio. m}^3 \text{ a}^{-1}$). Der deutsche Torfabbau umfasst ca. $7 \text{ Mio. m}^3 \text{ a}^{-1}$ (Höper 2011) mit sinkender Tendenz (Welsch 2012). In einer Größenordnung von 2 bis 3 Mio. $\text{m}^3 \text{ a}^{-1}$ werden auch Weißtorfe überwiegend aus den baltischen Staaten importiert. Die deutschen Torfvorräte werden nach offiziellen Schätzungen in etwa 10 bis 20 Jahren aufgebraucht sein.

Für torfdominierte Kultursubstrate stehen in Deutschland derzeit nur optimistisch geschätzte $0,69 \text{ Mio. m}^3$ alternative Stoffe (Torfsubstitute) gegenüber – mit sinkender Tendenz (Welsch 2012):

- Kompost (Grüngut) 250.000 bis 500.000 m^3 (Konkurrenz: energetische Nutzung)
- Rindenhumus 55.000 bis 100.000 m^3 (Konkurrenz: energetische Nutzung)
- Holzfaser 90.000 bis 120.000 m^3 (Konkurrenz: energetische Nutzung)
- Kokosfaser 25.000 bis 50.000 m^3 (ökologisch (Transport) und sozial fragwürdig)

Das und die zeitliche Begrenzung deutscher Torfherkünfte verdeutlicht den hohen Bedarf an neuen, hochwertigen Torfersatzstoffen, um die Torfimporte nicht weiter erhöhen zu müssen. Für die Biokohlerzeugung leitet sich daraus die Herausforderung ab, geeignete Qualitäten für die Kultursubstratherstellung zu entwickeln und bei effizienter Einordnung in bestehende Stoffströme der Biomassenutzung bereitstellen zu können.

Eine aktuelle C-Bilanz für die Torfsubstitution kann nur ohne Berücksichtigung der vielfältigen Umfeldbedingungen dargestellt werden. Zu solchen komplexen Betrachtungsweisen sei hier beispielhaft auf Höper (2011) zum Torfabbau und auf Kranert et al. (2008) zur Torfsubstitution durch Grüngutkomposte im Vergleich zur energetischen Verwertung von Grüngut verwiesen.

Die Mengenangaben zu den Ausgangsstoffen der Kultursubstratherstellung in Deutschland sind in der Tab. 34 zusammengestellt. Für die Kultursubstratherstellung werden in Deutschland deutlich höhere Mengen an organischen Materialien genutzt als für den Humusaufbau (Torf einbezogen; vgl. Kap. 2.11.3). Dabei kommt dem fossilen Rohstoff Torf die größte Bedeutung zu. Lediglich 6,9 % des verarbeiteten organischen Kohlenstoffs werden durch Torfsubstitute gestellt, wobei wegen des intensiven Wettbewerbs zur energetischen Nutzung eher ein Rückgang dieses Anteils zu erwarten ist.

Tab. 34: Ausgangsstoffe zur Kultursubstratherstellung in Deutschland nach Volumen und organischen Kohlenstoffmengen (Inhaltsstoffangaben nach Meinken 2010 und BGK 2013)

Material	Mittleres Jahresaufkommen		Mittlere Trocken-rohdichte [g l ⁻¹]	Mittlerer C _{org} -Gehalt [% TS]
	[Tsd. m ³]	[Tsd. t C _{org}]		
Torf	10.000	648,0	135	48
Grüngutkompost	375	32,3	410	21
Rindenhumus	78	7,1	260	35
Holzfaser	105	5,0	100	48
Kokosfaser	38	1,4	75	50
Gesamt	10.596	661,5		
Anteil der Torfsubstitute	5,6	6,9		

Neben diesen quantitativen Betrachtungen sind bei der Torfsubstitution hohe Qualitätsanforderungen zu berücksichtigen. Hochmoorweißtorf weist eine besonders gute Eignung für die Kultursubstratherstellung auf, wodurch reine Torfkultursubstrate möglich sind, die lediglich Nährstoff- und Kalkzusätze erfordern. Die meisten Torfsubstitute können mit den hohen qualitativen Eigenschaften von Hochmoorweißtorf nur teilweise konkurrieren, woraus sich Substitutionsbeschränkungen ergeben (s. Tab. 35).

Für alle Torfersatzstoffe gilt, dass sie möglichst geringe Nährstoff- und Kalkgehalte, eine geringe N-Immobilisierung, lockere Lagerung und hohe Strukturstabilität sowie eine hohe Luftkapazität bei ausreichendem Wasserspeichungsvermögen aufweisen sollen. In der Tab. 35 sind die Schwachstellen der einzelnen Torfsubstitute an deren idealen Mischungspartnern erkennbar.

Tab. 35: Anwendungsempfehlungen für Torfersatzstoffe (nach Meinken 2010)

Ausgangsstoff	Empfohlener Anteil [Vol.-%]	Ideale Mischungspartner
Grüngutkompost	20 bis 40	nährstoffarme Stoffe mit niedrigem pH-Wert
Rindenhumus	bis 50	feine, wasserspeichende Stoffe
Holzfaser	20 bis 40	wenig belebte Stoffe mit feiner Struktur
Kokosfaser	bis 20	feine, wasserspeichende Stoffe
Kokosstaub	bis 100	-

Je näher speziell erzeugte Biokohlen an die stofflichen Eigenschaften von Hochmoorweißtorf heranreichen, umso besser sind sie als Torfersatzstoff geeignet. Dafür müssen dann die Auswahl nähr- und schwermetallarmer Ausgangsstoffe und das Verfahren der Biokohlerzeugung

maßgeschneidert werden. Mit hoher Wahrscheinlichkeit sind naturbelassenes Holz, Stroh und frische Ernterückstände am besten geeignet, die für die Herstellung mittels Pyrolyse verwendet werden. Nachbehandlungen zur Minderung von Salzgehalten und zur Herstellung optimaler Körnungen können wahlweise erforderlich werden.

Die Herstellung von Biokohlen als Ausgangsstoff zur Kultursubstratherstellung stellt im Bereich des Wirkungsbereichs der Düngemittelverordnung die hochwertigste Nutzung dar. Geht man von einer Gleichwertigkeit zu Rindenumus und einer Substitutionsmöglichkeit von 50 % des derzeitigen Torfeinsatzes aus, so kann von einem Jahres-Bedarf in Höhe von 5.000 Tsd. m³ ausgegangen werden. Die relativ geringen Kosten für die Torfbereitstellung sind dabei zu berücksichtigen.

Fazit

Der pflanzenbauliche Verbrauch an organischer Substanz erfolgt vor allem im Bereich der landwirtschaftlichen Humusreproduktion, wo sogar gewisse Versorgungsüberschüsse erkennbar sind (am geringsten in Ostdeutschland). Hier wird die organische Substanz aber auch mit dem geringsten Gebrauchswert eingesetzt. Diese Wertigkeit nimmt mit dem Einsatz zum Humusaufbau in Landschaftsbau und Rekultivierung zu und ist am höchsten in der Torfsubstitution. Zugleich sinkt aber auch die eingesetzte Produktmenge, obwohl teilweise erheblicher Anwendungsbedarf besteht. Für die Biokohleerzeugung bedeutet das die Notwendigkeit einer besonderen Hinwendung zum Einsatz bei Landschaftsbau und Rekultivierung, aber insbesondere zur Torfsubstitution.

Für die Bereitstellung von Ausgangsstoffen zur Biokohleerzeugung ergeben sich dahingehende Schlussfolgerungen, dass in Regionen mit Versorgungsüberschüssen bei der landwirtschaftlichen Humusreproduktion vor allem Anteile der wenig kohlenstoffeffizienten und nährstoffärmeren organischen Primärsubstanzen (z.B. Stroh und Ernterückstände, darüber hinaus auch naturbelassenes Holz) zur Nutzung empfohlen werden können. Die Verfahrensgestaltung der Biokohleherstellung ist dann entsprechend den hochwertigen Produktansprüchen insbesondere an Kultursubstrate zu wählen. Die ökonomischen Aufwendungen sind an den Kosten der derzeitig vorhandenen bzw. zu ersetzenden Stoffströmen auszurichten.

2.12 Ökonomische Aspekte der Herstellung und Anwendung von Biokohlen

Die ökonomischen Aspekte der Herstellung und Anwendung von Biokohle gliedern sich in Stoffströme, Märkte, eine Kosten-Nutzen-Betrachtung sowie finanzielle Anreize durch Agrarförderung und Emissionshandel.

2.12.1 Stoffströme

Ein Stoffstrom bezeichnet den „Weg eines Stoffes von seiner Gewinnung als Rohstoff über die verschiedenen Stufen der Veredelung bis zur Stufe des Endprodukts, den Gebrauch/Verbrauch des Produktes, ggf. seine Wiederverwendung/Verwertung bis zu seiner Entsorgung“ (Enquête-Kommission 1994). Stoffströme können dabei an Einzelstoffen ansetzen oder sich auf Stoffaggregate beziehen, wie zum Beispiel Ressourcen, Rohstoffe oder Abfälle (Schmidt 1995). Für die

Stoffströme in Bezug auf Biokohle folgen wir dieser weiteren Definition von Stoffen als Stoffaggregate.

Die Stoffströme, die für die Biokohle eine Rolle spielen, sind in der Abb. 7 in Kap. 2.3.2 im Detail veranschaulicht. Vereinfacht umfassen sie die folgenden Stufen:

- Anbau bzw. Bereitstellung der Biomasse (inkl. Sammlung, Lagerung, Transport, Aufbereitung usw.),
- Umwandlung der Biomasse in Biokohle auf der Basis verschiedener Konversionstechnologien,
- Verwendung der Biokohle (stofflich, energetisch).

Anbau bzw. Bereitstellung der Biomasse

In Bezug auf den Anbau von Biomasse bzw. die Bereitstellung geeigneter Biomasse-Reststoffe zur Herstellung von Biokohle gibt es derzeit noch keine gesicherte Methode, das entsprechende Biomassepotenzial zu bestimmen. Ein Ansatz in der Literatur (z.B. Shackley et al. 2011) besteht darin, das Biomassepotenzial für die Biokohleherstellung aus dem Biomassepotenzial abzuleiten, das realistisch und praktikabel für die Bioenergieherstellung zur Verfügung steht. Die Berechnung des Biomassepotenzials für die Biokohleherstellung erfolgt dabei auf der Grundlage pauschaler substratabhängiger Abschläge auf das Biomassepotenzial zur Bioenergieherstellung, die auf Expertenannahmen beruhen. Für eine detaillierte Übersicht über die Biomassepotenziale in Deutschland siehe Kap. 2.3.4.

Umwandlung der Biomasse in Biokohle

Die Wahl geeigneter Konversionstechnologien zur Umwandlung von Biomasse in Biokohle hängt sowohl vom betrachteten Biomasse-Substrat als auch von der angestrebten Verwendung der Biokohle ab. Im Hinblick auf die Verwendung der Biokohle gibt es eine Tendenz, dass pyrolytische Biokohle vor allem für eine Einbringung in den Boden geeignet ist, während HTC-Kohle in erster Linie für eine energetische Nutzung in Frage kommt.

Ein weiterer Faktor, der die Technologiewahl beeinflusst, ist die gewünschte Ausbeute an Co-Produkten der Biokohleherstellung, das heißt die Ausbeute an Biogas und Bioöl. Stark vereinfacht ausgedrückt, steigt der Anteil an Bioöl von der langsamen Pyrolyse („slow pyrolysis“) zur schnellen Pyrolyse („fast pyrolysis“), während er sowohl für Biokohle als auch für Biogas fällt (Libra et al. 2011). Des Weiteren ist der Biogas-Anteil bei der Vergasung am höchsten und Spitzenwerte für die Biokohle-Ausbeute werden bei HTC-Prozessen erzielt (s. Kap. 2.2). Die gewünschte Menge an Biogas bzw. Bioöl hängt wiederum von der angestrebten Nutzung dieser Co-Produkte ab. Überhaupt ist in einem ersten Schritt zunächst zu klären, ob die Biokohle das Hauptprodukt sein soll oder ob der Fokus auf Biogas/-öl liegt und die Biokohle somit zum Nebenprodukt wird.

Verwendung der Biokohle

Wie in den Kap. 2.2 und 2.7 bereits detailliert dargestellt, kann Biokohle entweder stofflich oder energetisch genutzt werden. Da der Fokus in diesem Bericht auf die Nutzung der Biokohle

als Bodenverbesserer gelegt wird, beschränken sich die hier betrachteten Nutzungsoptionen auf eine innerbetriebliche Nutzung in der Landwirtschaft.

2.12.2 Kosten-Nutzen-Analyse des Einsatzes von Biokohle in der Landwirtschaft

Die Kosten-Nutzen-Analyse ist ein Instrument zur Bewertung der volkswirtschaftlichen Effekte einer Innovation unter Einbeziehung nicht-handelbarer Güter, wie externer Effekte. Zur Quantifizierung ist daher eine monetäre Bewertung aller Effekte nötig. Je nach Einsatzbereich können Kosten und Nutzen in unterschiedlichen Bereichen auftreten.

Kosten

Die Kosten des Einsatzes von Biokohle in der Landwirtschaft setzen sich zusammen aus Rohstoffkosten, Transportkosten, Kosten der Verarbeitung von Biomasse zu Biokohle, Ausbringungskosten und ggf. Entsorgungskosten für Nebenprodukte und Nutzungskosten für die eingesetzten Faktoren, insbesondere den Rohstoff selbst.

Die Kosten für die Rohstoffe schwanken sehr von negativen Kosten (Entsorgungsentgelte für Abfälle¹¹) bis zu Kosten zwischen 41 und 122 € (in Deutschland) pro Tonne Trockenmasse für Stroh, Hackschnitzel aus Waldrest- bzw. Kurzumtriebsholz oder Energiepflanzen (Eberhard et al. 2011).

Transportkosten sind vielfach entscheidend für die ökonomische Rentabilität des Einsatzes von Biokohle (Roberts et al. 2010). Die Transportkosten sind abhängig von der verfügbaren Biomasse und der Größe der Konversionsanlage (je größer die Konversionsanlage desto weiter muss gefahren werden, um die Rohstoffe anzuliefern). Eberhard et al. (2011) berechneten auf der Basis einer industriellen Anlage zur Herstellung von HTC-Kohle aus Biomasse mit einer Anlagenkapazität von 45.000 Tonnen Frischmasse pro Jahr Transportkosten der Biomasse in Höhe von 360.000 bis 470.000 €, das entspricht Kosten von 8 bis 11 € pro Tonne Frischmasse. Für den Transport der daraus entstandenen 22.950 Tonnen HTC-Kohle zum 50 km entfernten Ziel veranschlagten die Autoren 267.375 €, das sind 11,65 € pro Tonne HTC-Kohle (oder 6 € bezogen auf eine Tonne trockenes Rohmaterial; Tab. 36). Der höhere Preis erklärt sich durch die größere Entfernung des Ziels und der Beförderung der Kohlen als Kohlenstaub in Gefahrgutsilos. McCarl et al. (2009) veranschlagt um 50 % erhöhte Frachtkosten für den Transport der Kohlen aufgrund der Brennbarkeit des Materials.

Die Herstellungskosten unterscheiden sich erheblich in Abhängigkeit von dem Herstellungsverfahren: Kosten, die mit einer HTC-Anlage anfallen, werden bei Eberhard et al. (2011) je nach Anlagengröße unter Berücksichtigung von investitionsabhängigen Kosten, Personalkosten sowie Energiekosten kalkuliert. Bei einer jährlichen Verarbeitungskapazität von zum Beispiel 45.000 Tonnen FM sind es 0,14 € kg⁻¹ HTC-Kohlen (26,50 € t⁻¹ Rohmaterial; Tab. 36).

¹¹ Aus Roberts et al. (2010): Entsorgungskosten in NY für feuchte Gartenabfälle, konservative Schätzung 27 US\$ t⁻¹, ergeben bei einem Umrechnungskurs von 1,34 US\$ 20,25 € t⁻¹.

Tab. 36: Herstellungskosten von Biokohle (Literaturangaben)

Autor	Verfahren	Rohstoff	Kosten								Gesamt	
			Rohstoff	Rohstoff-transport	Rohstoff-lagerung	Pre-Pro-cessing	Konver-sion	Energie	Trans-port der Biokohle	Ausbrin-gung der Biokohle		
Roberts et al. 2010	Langsame Pyrolyse, Großanlage	Rutenhirse	36,89 \$ t ⁻¹	6,02 \$ t ⁻¹ ⁴⁾						1,53 \$ t ⁻¹ ⁴⁾	1,04 \$ t ⁻¹ ⁵⁾	93,32 \$ t ⁻¹
		R.hirse LUC	36,89 \$ t ⁻¹	6,02 \$ t ⁻¹ ⁴⁾			8,89 \$ t ⁻¹ ⁴⁾	38,95 \$ t ⁻¹ ⁴⁾		1,53 \$ t ⁻¹ ⁴⁾	1,04 \$ t ⁻¹ ⁵⁾	93,32 \$ t ⁻¹
		Gartenabfall	56,03 \$ t ⁻¹ ¹⁾							1,57 \$ t ⁻¹ ⁴⁾	1,07 \$ t ⁻¹ ⁵⁾	106,51 \$ t ⁻¹
		Stoppeln	43,46 \$ t ⁻¹	6,24 \$ t ⁻¹ ⁴⁾						1,57 \$ t ⁻¹ ⁴⁾	1,07 \$ t ⁻¹ ⁵⁾	100,18 \$ t ⁻¹
McCarl et al. 2009	Schnelle Pyrolyse 70.080 t a ⁻¹	Pflanzenreste ab Feldrand	27,95 \$ t ⁻¹	6,86 \$ t ⁻¹ ⁶⁾	25 \$ t ⁻¹	46,82 \$ t ⁻¹ ⁷⁾		43,26 \$ t ⁻¹ ⁸⁾	0,39 \$ t ⁻¹ ⁹⁾		149,91 \$ t ⁻¹	
McCarl et al. 2009	Langsame Pyrolyse 70.080 t a ⁻¹	Pflanzenreste ab Feldrand	27,95 \$ t ⁻¹	6,86 \$ t ⁻¹ ⁶⁾	25 \$ t ⁻¹	42,05 \$ t ⁻¹ ¹⁰⁾		10,81 \$ t ⁻¹ ¹¹⁾	3,07 \$ t ⁻¹ ⁹⁾		115,37 \$ t ⁻¹	
Shackley et al. 2011	Pyrolyse, Großanlage	Stroh	147 £ t ⁻¹ BK	29 £ t ⁻¹ BK ¹²⁾	10 £ t ⁻¹ BK	55 £ t ⁻¹ BK				5 £ t ⁻¹ BK	246 £ t ⁻¹ BK	
Shackley et al. 2011	Pyrolyse, Kleinanlage	Stroh	137 £ t ⁻¹ BK	10 £ t ⁻¹ BK ¹²⁾	7 £ t ⁻¹ BK	188 £ t ⁻¹ BK				5 £ t ⁻¹ BK	347 £ t ⁻¹ BK	
Shackley et al. 2011	Pyrolyse, Großanlage	Holzabfälle	0	In Transport BK enthalten	15 £ t ⁻¹ BK	55 £ t ⁻¹ BK			12 £ t ⁻¹ BK	5 £ t ⁻¹ BK	87 £ t ⁻¹ BK	
Eberhard et al. 2011	HTC-Anlage 22.950 t a ⁻¹ BK	Stroh 45.000 t a ⁻¹	44 € t ⁻¹	8 € t ⁻¹ ¹³⁾	In Firmen-kosten	Nicht be-rücksichtigt	26,50 € t ⁻¹		6 € t ⁻¹ ¹⁴⁾	Nicht berück-sichtigt	85,50 € t ⁻¹	

Angaben in Trockenmasse Rohmaterial, soweit nicht anders gekennzeichnet, LUC=Landnutzungsänderung, BK=Biokohle, £ = GBE, \$ = US\$

¹⁾ Fehlende Einnahmen aus dem Kompostverkauf: -56,03 US\$ t⁻¹

²⁾ Bei einer Entfernung von 15 km werden Frachtkosten von 0,08 \$ t⁻¹ km⁻¹, sowie Kosten für Be- und Entladung mit 4,10 \$ t⁻¹ kalkuliert

³⁾ Fixkosten 4,12 \$ t⁻¹, Betriebskosten 4,77 \$ t⁻¹; abgeleitet von McCarl et al. 2009, Daten für schnelle Pyrolyse

⁴⁾ Fixkosten 12,14 \$ t⁻¹, Betriebskosten 26,81 \$ t⁻¹, bei 35 % Biokohle-Ausbeute aus dem Rohmaterial ergeben sich Prozesskosten von 0,17 \$ kg⁻¹ BK

⁵⁾ Für Hilfsmittel, Benzin und Arbeit werden 3,62 \$ t⁻¹ BK veranschlagt

⁶⁾ Veranschlagt werden 14,8 km

⁷⁾ Fix- und Betriebskosten, Daten experimentell ermittelt; ergibt bei einer Ausbeute von 45 kg BK pro Tonne Rohmaterial Prozesskosten von 1,04 \$ kg⁻¹ Biokohle

⁸⁾ Fix- und Betriebskosten zum Betreiben der Dieselmachine

⁹⁾ Ausbringung auf dem Feld, dem das Rohmaterial entnommen wurde in 14,8 km Entfernung, 50 % erhöhte Frachtkosten wegen Brennbarkeit des Materials

¹⁰⁾ Fix- und Betriebskosten für Pre-Processing werden halbiert im Vergleich zur Schnellen Pyrolyse; ergibt Prozesskosten von 0,12 \$ kg⁻¹ BK bei 350 kg BK t⁻¹ Rohmaterial

¹¹⁾ Fix- und Betriebskosten zum Betreiben der Dieselmachine; der Stromoutput beträgt nur 25 % der Schnellen Pyrolyse

¹²⁾ Transport der Rohmasse zur Verarbeitung und der Biokohle zum Feld

¹⁴⁾ Ziel in 50 km Entfernung

¹³⁾ Transport mit Schlepper; Radius bis 17 km

McCarl et al. (2009) veranschlagen für die Herstellung von Pyrolysekohlen als Summe aus Fixkosten und laufenden Kosten im Falle der schnellen Pyrolyse $1,04 \text{ US\$ kg}^{-1}$ ($0,80 \text{ € kg}^{-1}$)¹² (mit einer Ausbeute von 4,5 % ist Biokohle hier nur Nebenprodukt), im Falle der langsamen Pyrolyse $0,12 \text{ \$ kg}^{-1}$ ($0,09 \text{ € kg}^{-1}$). Die Ausbringungskosten machen nur einen geringen Teil der Gesamtkosten aus. Shackley et al. (2011) kalkulieren für das teuerste Beispiel (Tab. 36) 5 GB£ t^{-1} Biokohlen, das sind $5,82 \text{ €}^{13}$ und somit $0,005 \text{ €}$ pro Kilogramm auszubringender Biokohle.

Nutzen

Viele Studien zeigen einen höheren Naturalertrag der landwirtschaftlichen Kulturpflanzen nach Applikation von Biokohle (s. Kap. 2.8.6). Bisherige Untersuchungsergebnisse geben aber keine allgemein gültigen Aussagen dazu, wie sich die Kohleeintragsmenge auf Ertragssteigerungen auswirkt. Blackwell et al. (2010) stellen zudem fest, dass nicht geklärt ist, unter welchen Boden- und Klimabedingungen welche Kulturen höhere Erträge erzielen. Ein globales Muster konnte noch nicht identifiziert werden.

McCarl et al. (2009) veranschlagen bei einer Eintragsmenge von $5 \text{ t Biokohle ha}^{-1}$ eine 5 %ige Ertragssteigerung. Lehmann et al. (2006) berichten über Ertragssteigerungen bei Pyrolysekohlegaben bis zu 50 t C ha^{-1} . Eine Literatur-Metaanalyse von Verheijen et al. (2010) bezüglich der Einflüsse von Biokohlen auf den Pflanzenertrag zeigt im Durchschnitt eine Steigerung von 10 %. Dieses Ergebnis basiert aber auf höheren Ertragssteigerungen in den bislang überwiegend in tropischen Klimaten und auch auf stark degradierten Böden durchgeführten Untersuchungen. In einer noch geringen Zahl von Untersuchungen in den gemäßigten Breiten wurden den Autoren zufolge geringere bzw. keine Ertragssteigerungen festgestellt. Meyer et al. (2011) fanden im Rahmen ihrer Literaturlauswertung keine verbesserten Wachstumsbedingungen für Pflanzen nach Anwendung verschiedener HTC Kohlen.

Roberts et al. (2010) verzichten in ihrer Kalkulation ganz auf mögliche Ertragssteigerungen, beziehen aber die P- und K-Gehalte sowie eine um 7,2 % erhöhte N-, P- und K-Düngerausnutzung bei Applikation von Biokohle ein und kalkulieren diese mit $11,23 \text{ US\$ t}^{-1}$ Gartenabfall (Tab. 37). Die erhöhte Düngerausnutzung geht zurück auf ein Freilandexperiment mit Sorghum auf einem zentralamazonischen Ferralsol (Steiner et al. 2008b), in welchem Dünger- und Kohlegaben in Höhe von 11 t ha^{-1} mit einer Düngung ohne Biokohleanwendung verglichen wurden. McCarl et al. (2009) berechnen für Mais infolge der Einbringung von Biokohle (5 t ha^{-1}) durch Einsparung von Dünger (20 %) und Saatgut (10 %) sowie erwartete Ertragssteigerungen (5 %; nach Lehmann 2003a) einen Mehrwert von $143,40 \text{ US\$ ha}^{-1}$ oder $47,36 \text{ US\$ t}^{-1}$ Biokohle. Berechnet auf eine Tonne Rohmaterial ergibt sich daraus bei langsamer Pyrolyse ein anrechenbarer Wert von $15,75 \text{ US\$}$ (Tab. 36), dem gegenüber stehen Kosten von $115,37 \text{ US\$ t}^{-1}$ Rohmaterial. Eine Sensitivitätsanalyse errechnete hier die Notwendigkeit einer 43 %igen Ertragssteigerung bei ansonsten gleichbleibenden Bedingungen, um die Herstellung von Biokohle durch langsame Pyrolyse profitabel zu machen.

¹² Umrechnungskurs am 15.04.2013; $1 \text{ €} = 1,31 \text{ US\$}$

¹³ Umrechnungskurs am 16.04.2013: $1 \text{ GB£} = 1,16 \text{ €}$

Den größten Anteil am ökonomischen Ertrag liefert bei McCarl et al. (2009) der Verkauf zusätzlich freiwerdender Energie, bei Shackley et al. (2011) die Erlöse durch Verminderung von Treibhausgasen in Anbetracht der hohen staatlichen Prämien (vgl. Kap. 2.12.4). Roberts et al. (2011) veranschlagen potenziellen Erlöse durch die Abfallverwertung am höchsten, wenn man davon absieht, dass die Autoren auch ein Szenario für hochbezahlte Treibhausgasoffsets von 80 US\$ t⁻¹ CO₂ bilanzieren (Tab. 37).

Die Literaturlauswertung von Shackley et al. (2011) hat ergeben, dass es eine große Spanne an möglichen Kosten und Nutzen geben kann, der Nettonutzen reicht von -272 bis 172 €¹⁴ (Tab. 38). Der Beitrag der Effekte aus der Landwirtschaft ist dabei vergleichsweise klein. Die Autoren kalkulieren nur dann positiv, wenn die Biokohle aus kostengünstig zu beziehenden Reststoffen hergestellt wurde oder positive Erträge für die Abfallverwertung angerechnet werden konnten.

Als Fazit aus den verfügbaren Studien lässt sich festhalten, dass auf der Basis der vorliegenden Kostenkalkulationen und Kosten-Nutzen-Betrachtungen unter Berücksichtigung der derzeit geltenden Kosten und Preise ein positiver Nettonutzen für den Einsatz von Biokohle nur nachgewiesen werden kann, wenn ein Zusatznutzen entsteht, etwa aufgrund von finanziellen Anreizen durch Umweltleistungen oder die Entsorgung von Reststoffen. Beispielsweise berichten Field et al. (2013), dass der Einsatz von Biokohle in der Landwirtschaft nur dann einen über den reinen Verbrennungswert entstehenden Nettonutzen hat, wenn die Treibhausgasminde rung mit mehr als 50 US\$ t⁻¹ CO₂ veranschlagt wird.

2.12.3 Märkte

Für die Anwendung von Biokohle als Bodenverbesserer gibt es zurzeit noch keine Märkte. Die Anwendung von Bodenhilfsstoffen und Düngemitteln ist in Deutschland mit der Düngegesetzgebung, insbesondere dem Düngegesetz (DüngG 2009) und der Düngemittelverordnung (DüMV 2012) ordnungsrechtlich geregelt (vgl. Kap. 2.10.3). Demnach dürfen Düngemittel und Bodenhilfsstoffe, die keine Wirtschaftsdünger sind, nur angewendet werden, wenn diese nach Düngemittelverordnung zugelassen sind. Gegenwärtig ist nur eine Nutzung von Holzkohlen aus unbehandeltem Holzern als Trägermaterial für Düngemittel bzw. als Bestandteil von Kultursubstraten zulässig. Die Erweiterung dieser rechtlichen Voraussetzung ist notwendig für die Etablierung eines Marktes für weitere Biokohleprodukte.

Derzeit werden für Versuchszwecke Biokohlen zu Preisen um 1 € kg⁻¹ und teilweise auch weit darüber gehandelt. Für den Einsatz in der Landwirtschaft lassen sich diese Kosten aber derzeit nicht erwirtschaften. Das heißt, entweder müssen Biokohlen zu weit niedrigeren Preisen gehandelt oder positive externe Effekte wie die Kohlenstoffsequestrierung berücksichtigt werden.

Potenziell könnten sich Märkte für Biokohleprodukte entwickeln aufgrund einer ertragssteigernden Wirkung, der Möglichkeit Reststoffe auf landwirtschaftlichen Flächen zu verwerten (Eberhard et al. 2011) sowie der Möglichkeit die Sequestrierung von Kohlenstoff im Boden im Emissionshandel zu berücksichtigen.

¹⁴ Umrechnungskurs am 16.04.2013: 1GB£=1,16 €

Tab. 37: Erlöse aus der Verwendung von Biokohle (Literaturangaben)

Autor	Verfahren	Rohstoff	Ertragsbedingter Gewinnbeitrag	Einnahmen durch Verminderung von Treibhausgasen (LCA)		Abfallverwertung	Einnahmen aus Energieverkauf		Brutto-Erlös
				Menge	Erlös		Menge	Erlös	
Roberts et al. 2010	Langsame Pyrolyse, Großanlage	Rutenhirse	10,86 \$ t ^{-1 1)}	-442 kg CO _{2e} t ⁻¹	8,84/35,36 \$ t ^{-1 2)}	0	4899 MJ t ⁻¹	55,05 \$ t ^{-1 4)}	74,75/101,27 \$ t ^{-1 2)}
		R.hirse LUC	10,86 \$ t ^{-1 1)}	+36 kg CO _{2e} t ⁻¹	0	0	4899 MJ t ⁻¹	55,05 \$ t ^{-1 4)}	65,19/ 63,03 \$ t ^{-1 2)}
		Gartenabfall	11,23 \$ t ^{-1 1)}	-885 kg CO _{2e} t ⁻¹	17,70/70,80 \$ t ^{-1 2)}	60,07 \$ t ^{-1 3)}	4043 MJ t ⁻¹	34,20 \$ t ^{-1 4)}	123,20/176,30 \$ t ^{-1 2)}
		Stoppeln	19,61 \$ t ^{-1 1)}	-864 kg CO _{2e} t ⁻¹	17,28/69,12 \$ t ^{-1 2)}	0	4116 MJ t ⁻¹	46,81 \$ t ^{-1 4)}	82,70/134,54 \$ t ^{-1 2)}
McCarl et al. 2009	Schnelle Pyrolyse 70.080 t a ⁻¹	Pflanzenreste ab Feldrand	2 \$ t ^{-1 5)}	-0,823 kg CO _{2e} t ⁻¹	3,29 \$ t ^{-1 6)}		1,25 MW h ⁻¹ t ⁻¹	100 \$ t ^{-1 7)}	105,29 \$ t ⁻¹
McCarl et al. 2009	Langsame Pyrolyse 70.080 t a ⁻¹	Pflanzenreste ab Feldrand	15,75 \$ t ^{-1 8)}	-1,113 kg CO _{2e} t ⁻¹	4,55 \$ t ^{-1 6)}		0,31 MW h ⁻¹ t ⁻¹	25 \$ t ^{-1 7)}	45,30 \$ t ⁻¹
Shackley et al. 2011	Pyrolyse, Großanlage	Stroh			74 £ t ⁻¹ BK ⁹⁾			37 £ t ⁻¹ BK	111 £ t ⁻¹ BK
Shackley et al. 2011	Pyrolyse, Kleinanlage	Stroh			74 £ t ⁻¹ BK ⁹⁾			37 £ t ⁻¹ BK	111 £ t ⁻¹ BK
Shackley et al. 2011	Pyrolyse, Großanlage	Holzabfälle			74 £ t ⁻¹ BK ⁹⁾	124 £ t ⁻¹ BK ¹⁰⁾		37 £ t ⁻¹ BK	235 £ t ⁻¹ BK

Angaben in Trockenmasse Rohmaterial, LUC=Landnutzungsänderung, LCA=Life Cycle Assessment, BK=Biokohle, CO_{2e}=CO₂-Äquivalente, £ = GB£, \$ = US\$

¹⁾ Keine Ertragssteigerung erwartet aufgrund produktiver Böden; um 7,2 % verbesserte Düngerausnutzung für N, P und K ergibt 4,11 \$ t⁻¹ BK für Gartenabfall und Stoppeln; P- und K-Gehalte in BK werden bei Stoppeln mit 75,10 \$ t⁻¹ BK, bei Gartenabfall mit 37,54 \$ t⁻¹ BK und bei Rutenhirse mit 37,36 \$ t⁻¹ BK veranschlagt

²⁾ Die Einnahmen berechnen sich anhand möglicher Erlöse aus dem Verkauf von Treibhausgasoffsets von 20 \$ t⁻¹ CO_{2e} bzw. 80 \$ t⁻¹ CO_{2e} (zurzeit offiziell nicht möglich)

³⁾ Berechnet sich aus Einnahmen für vermiedene Ablagerungsgebühr: 49,09 \$ t⁻¹ und vermiedene Kompostierungskosten von 10,98 \$ t⁻¹

⁴⁾ Die Energie wird in Form von Syngas und Bio-Ölen erzeugt und vor Ort sauber verbrannt, ein Teil wird als Konversionsenergie genutzt; über einen Wärmetauscher können mit der überschüssigen Energie Hühnerställe oder Gewächshäuser beheizt werden; angerechnet wird der Wert des überschüssigen Syngases mit 0,95 Cent MJ⁻¹

⁵⁾ Bei 5 t ha⁻¹ Biokohleeinbringung werden 5 % Ertragssteigerung, 20 % Dünger- und 10 % Saatgutersparnis angenommen; dies ergibt 47,36 \$ t⁻¹ BK; bei einer Ausbeute von 45 kg BK t⁻¹ Rohmaterial berechnen sich 2 \$ t⁻¹ Rohmaterial landwirtschaftlicher Gewinn

⁶⁾ Verkauf für 4 \$ t⁻¹ CO_{2e} am Chicago Climate Exchange

⁷⁾ Die Elektrizitätserzeugung erfolgt über eine angeschlossene 2 x 7 MWe 2-fach befüllbare Dieselmachine, angetrieben durch Bio-Öl und Diesel (in Entwicklung); die aus dem durch Konversion entstandenen Bio-Öl gewonnene Elektrizität wird für 80 \$ MWh⁻¹ verkauft

⁸⁾ s. ⁵⁾, bei einer veranschlagten Ausbeute von 350 kg BK t⁻¹ Rohmaterial berechnen sich 15,75 \$ t⁻¹ Rohmaterial landwirtschaftlicher Gewinn.

⁹⁾ Double ROC (renewable obligation certificates = staatliche Zuschüsse auf Strom für die Erzeugung erneuerbarer Energien in Großbritannien)

¹⁰⁾ Kostenschätzung, kalkulierte Einnahmequelle ist die von Firmen gezahlte Entsorgungsgebühr für Abfallstoffe

Tab. 38: Zusammenfassende Betrachtung der Kosten, Erlöse und Gewinnbeiträge aus der Biokohleherstellung (Literaturangaben)

Autor	Herstellung	Rohstoffe	Herstellungskosten je Tonne Rohmaterial	Herstellungskosten je Tonne Biokohle	Erlöse	Gewinnbeitrag
Roberts et al. 2010	Langsame Pyrolyse, Großanlage	Rutenhirse R.hirse LUC Gartenabfall Stoppeln	93 \$ t ⁻¹ 93 \$ t ⁻¹ 107 \$ t ⁻¹ 100 \$ t ⁻¹	266 \$ t ⁻¹ BK ¹⁾ 266 \$ t ⁻¹ BK ¹⁾ 304 \$ t ⁻¹ BK ¹⁾ 286 \$ t ⁻¹ BK ¹⁾	74/101 \$ t ^{-1 2)} 65/63 \$ t ^{-1 2)} 123/176 \$ t ^{-1 2)} 83/135 \$ t ^{-1 2)}	-18/8 \$ t ^{-1 2)} -28/-30 \$ t ^{-1 2)} 16/69 \$ t ^{-1 2)} -17/35 \$ t ^{-1 2)}
McCarl et al. 2009	Schnelle Pyrolyse 70.080 t a ⁻¹	Pflanzenreste ab Feldrand	149,91 \$ t ⁻¹	3 368 \$ t ⁻¹ BK ³⁾	105,29 \$ t ⁻¹	-44,62 \$ t ⁻¹
McCarl et al. 2009	Langsame Pyrolyse 70.080 t a ⁻¹	Pflanzenreste ab Feldrand	115,37 \$ t ⁻¹	329,62 \$ t ⁻¹ BK ⁴⁾	45,30 \$ t ⁻¹	-70,08 \$ t ⁻¹
Shackley et al. 2011	Pyrolyse, Großanlage	Stroh		246 £ t ⁻¹ BK	111 £ t ⁻¹ BK	-135 £ t ⁻¹ BK
Shackley et al. 2011	Pyrolyse, Kleinanlage	Stroh		347 £ t ⁻¹ BK	111 £ t ⁻¹ BK	-234 £ t ⁻¹ BK
Shackley et al. 2011	Pyrolyse, Großanlage	Holzabfälle		87 £ t ⁻¹ BK	235 £ t ⁻¹ BK	148 £ t ⁻¹ BK
Eberhard et al. 2011	HTC-Anlage 22.950 t a ⁻¹ BK	Stroh 45.000 t a ⁻¹	85,50 € t ⁻¹	165,63 € t ⁻¹ HTC-BK		

Angaben in Trockenmasse Rohmaterial, LUC=Landnutzungsänderung, BK=Biokohle, CO₂e=CO₂-Äquivalente, £ = GB£, \$ = US\$

¹⁾ Bei einer Ausbeute von 35 % Biokohle bezogen auf das Rohmaterial

²⁾ Die Einnahmen berechnen sich durch unterschiedliche Annahmen zu möglichen Erlösen für den Verkauf von Treibhausgasoffsets von 20 \$ t⁻¹ CO₂e bzw. 80 \$ t⁻¹ CO₂e (zurzeit offiziell nicht möglich)

³⁾ Bei einer Ausbeute von 0,0445 t BK t⁻¹ Rohmaterial; BK fällt hier als Nebenprodukt an, die Herstellungskosten sind eigentlich auf die Energieerzeugung anzurechnen

⁴⁾ Bei einer Ausbeute von 0,35 t BK t⁻¹ Rohmaterial

2.12.4 Emissionshandel

Falls man die Biokohle unter dem Gesichtspunkt der Treibhausgasreduktion betrachtet, kommen verschiedene Anknüpfungspunkte für eine finanzielle Förderung in Frage. Zum einen kann man bei der Biokohle-Herstellung ansetzen, zum anderen bei der Biokohle-Verwendung. Bei der Biokohle-Verwendung wiederum kann man differenzieren nach der energetischen Nutzung von Biokohle und nach ihrem Einsatz als Bodenverbesserer, Filtermaterial oder sonstigen stofflichen Nutzungsformen. Gemäß Gaunt und Cowie (2009) lassen sich die wesentlichen Ansatzpunkte wie folgt zusammenfassen:

- Anerkennung der vermiedenen Treibhausgasemissionen durch geändertes Biomasse-Management in Folge der Herstellung von Biokohle
- Anerkennung der vermiedenen Treibhausgasemissionen durch die energetische Nutzung von Biokohle statt fossiler Energieträger
- Anerkennung der Kohlenstoffsequestrierung durch die Nutzung der Biokohle als Bodenverbesserer

Vermiedene Treibhausgasemissionen durch geändertes Biomasse-Management

Die Herstellung von Biokohle geht in der Regel einher mit einem geänderten Biomasse-Management. Durch die Abkehr von der gängigen Biomasse-Verwertung, wie zum Beispiel der Kompostierung von Biomasse oder konventionellem Gülle-Management, hin zur Verwendung der Biomasse für die Herstellung von Biokohle können Methan- und/oder Lachgasemissionen vermieden werden. Diese vermiedenen Treibhausgasemissionen durch die Biokohle-Herstellung könnten als Treibhausgas-Gutschriften Anerkennung finden (Gaunt und Cowie 2009).

Aktuell ist dies jedoch nicht der Fall. Das Europäische Emissionshandelssystem, das seit 2005 besteht, gilt weder für die Land- und Forstwirtschaft noch für den Abfallsektor. Obwohl in der dritten Handelsperiode (2013 – 2020) neben den CO₂-Emissionen nun unter anderem auch N₂O-Emissionen einbezogen sind (UBA 2012a), findet der europäische Emissionshandel für die Treibhausgasemissionen durch geändertes Biomasse-Management keine direkte Anwendung.

Eine weitere Möglichkeit wäre ein projektbezogener Ansatz für die Zuteilung von Emissionszertifikaten. Es müsste dabei geklärt werden, ob vermiedene Treibhausgasemissionen durch geändertes Biomasse-Management über Gutschriften aus internationalen Klimaschutzprojekten, insbesondere unter dem „Clean Development Mechanism“ (CDM), auf die Reduktionsverpflichtungen der vom europäischen Emissionshandel betroffenen Anlagenbetreiber anrechenbar wären. Wobei jedoch zu beachten ist, dass gemäß der geänderten EU-Emissionshandelsrichtlinie von 2009 ab dem Jahr 2013 im EU-Emissionshandelssystem generell nur noch solche Neuprojekte berücksichtigt werden, die in den am wenigsten entwickelten Ländern stattfinden (UBA 2012b).

Generell besteht in der Nutzung biokohlebasierter Verfahren zur Entsorgung kommunaler, organischer Reststoffe in Entwicklungs- und Schwellenländern noch ein erhebliches THG-Einsparpotenzial. So werden organische Reststoffe in vielen Ländern bislang weitestgehend auf Deponien abgelagert, was zu hohen Methanemissionen führen kann. Die im Rahmen von CDM

akkreditierte Methodik AM0025¹⁵ („Vermiedene Emissionen aus organischen Abfällen durch alternative Abfallbehandlungsprozesse“) ist auf eine Reihe von Behandlungstechniken anwendbar, die eine Deponierung organischer Abfälle substituieren. Dazu gehören u.a. die Kompostierung, Vergasung, Vergärung oder die thermische Behandlung zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen. Während bislang sechs Projekte genehmigt worden sind, befinden sich weitere 26 im Validierungsprozess. Die Herstellung von Biokohle könnte perspektivisch auch unter dieser Methodik als CDM genehmigt werden (Ballon et al. 2009).

Vermiedene Treibhausgasemissionen durch energetische Nutzung von Biokohle

Bei der energetischen Nutzung von Biokohle könnte eine Anerkennung der Reduktion von Treibhausgasemissionen stattfinden, die durch die Verwendung erneuerbarer Energien statt fossiler Energieträger entsteht (Gaunt und Cowie 2009). Dies gilt sowohl für die Stromerzeugung als auch in den Bereichen Wärme und Kraftstoffe.

Unter dem Europäischen Emissionshandelssystem sind insbesondere Anlagenbetreiber im Energiesektor und in energieintensiven Industrien, wie der Eisen- und Stahlverhüttung, Zement- und Kalkherstellung usw., zu Treibhausgasreduktionen verpflichtet (UBA 2012a). Der Transportsektor außerhalb der Luftfahrt ist hingegen davon ausgenommen (UBA 2012a). Für die betroffenen Anlagenbetreiber könnte die Nutzung von Biokohle statt fossiler Brennstoffe einen Beitrag zur Treibhausgasemissionsminderung leisten. Dies setzt jedoch voraus, dass der Feuerungsstandort gemäß der 17. BImSchV genehmigt ist bzw. Biokohle zukünftig seine rechtlich festgelegte Abfalleigenschaft verliert. Nur dann würden zum einen die aufbereiteten Nebenprodukte der pyrolytischen Kohle (Syngas und Bioöl) als Kraftstoff- und Erdgasersatz in Frage kommen. Zum anderen wäre HTC-Kohle dann dazu geeignet, fossile Kohle in der Co- und Monoverbrennung zu substituieren bzw. käme für den Einsatz als Ersatzbrennstoff in entsprechenden Kraftwerken in Frage. Je nach Aufbereitungsform der HTC-Kohle (Kohle, Pellets, Granulat) wäre sie kompatibel mit diversen Feuerungstechniken und erreicht somit ein enormes theoretisches Vermeidungspotenzial im Energiesektor.

Die Anerkennung von CDM-Projekten, die auf der energetischen Nutzung von Biokohle beruhen, wäre ein wichtiger finanzieller Anreiz für die Verbraucher von Biokohle, die ihre Zertifikate (Certified Emission Reductions) an energieintensive Industriezweige verkaufen könnten. Zudem würde es den Export und somit die Etablierung der Technologie fördern. Die Förderwürdigkeit erscheint sinnvoll, wenn man bedenkt, dass reifere Bioenergietechnologien, wie die Herstellung von Biogas, bereits Teil des Clean Development Mechanism sind.

Kohlenstoffsequestrierung durch die Nutzung der Biokohle als Bodenverbesserer

Eine der wesentlichen Eigenschaften von Biokohle besteht darin, einen Teil des in der Ausgangsbiomasse gebundenen Kohlenstoffs über einen längeren Zeitraum zu stabilisieren (z.B. Lehmann 2007b). Auf diese Art und Weise kann durch die Zugabe von Biokohle der Kohlenstoffanteil des Bodens potenziell erhöht werden und – falls Biokohle außerdem zu einem besse-

¹⁵ <http://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/PIFTW0AFITR3JXAFH6MW7FM3IY2F70>

ren Pflanzenwachstum führt – mehr CO₂ in der angebauten Biomasse gespeichert werden (Gaunt und Cowie 2009).

Aktuell sind jedoch die Möglichkeiten der Kohlenstoffsequestrierung durch die Einbringung von Biokohle in den Boden durch das Kyoto-Protokoll nicht gedeckt. Eine mögliche Anerkennung wird jedoch intensiv diskutiert. Gaunt und Cowie (2009) erachten die Artikel 3.3, 3.4, 6 (Joint Implementation) und 12 (Clean Development Mechanism) des Kyoto-Protokolls als die relevanten Bestimmungen, unter denen die Erhöhung des Kohlenstoffanteils im Boden durch die Zugabe von Biokohle als Treibhausgassequestrierung anerkannt werden könnte. Artikel 3.3, der sich auf die Aufforstung und Wiederaufforstung bezieht, erkennt zum Beispiel eine Änderung des Kohlenstoffbestands im Boden an und berücksichtigt ebenso die Biomasse. Weiterhin beachtet Artikel 3.4 die zusätzliche Sequestrierung von Kohlenstoff in Pflanzen und Boden, die insbesondere durch geändertes Acker- und Weidemanagement entsteht. Die Hürden auf dem Weg zur Anerkennung der Biokohle als Kohlenstoffsенке bestehen im Wesentlichen in Unsicherheiten hinsichtlich des Umfangs und der Dauerhaftigkeit der Kohlenstoffspeicherung sowie der tatsächlichen Kohlenstoffmenge, die zusätzlich gespeichert wird, wenn man Speicherverluste an anderer Stelle mit einrechnet (Gaunt und Cowie 2009).

Hinsichtlich der Dauerhaftigkeit der Kohlenstoffspeicherung sind zwei Standardisierungsverfahren entwickelt worden, die darauf abzielen die Stabilität von Biokohle im Boden nachzuweisen. Das „Biochar Protocol“ der International Biochar Initiative (IBI 2012a) und das „Europäische Pflanzenkohle Zertifikat“ (Schmidt et al. 2012) setzen die Prüfung und Kontrolle der Beständigkeit der ausgebrachten Biokohle im Boden voraus. Die Standardisierung von Pflanzenkohle soll dabei den Anforderungen des Kyoto-Protokolls Rechnung tragen und somit den Zugang zu Emissionshandelsmärkten ermöglichen. Im Fall eines Scheiterns wird die Anerkennung von Pflanzenkohle als THG-Vermeidungsinstrument im Post-Kyoto-Regime der United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) angestrebt (IBI 2012b).

Durch das Europäische Emissionshandelssystem ist eine Kohlenstoffsequestrierung im Boden ebenfalls nicht gedeckt. Insbesondere gehört die Land- und Forstwirtschaft nicht zu den Sektoren, für die im Rahmen des europäischen Emissionshandels Verpflichtungen zur Treibhausgasreduktion bestehen. Außerdem können Zertifikate aus internationalen land- und forstwirtschaftlichen Senkenprojekten generell nicht als Gutschriften angerechnet werden (UBA 2012b).

Eine Alternative stellt allerdings die Einbindung in freiwillige Emissionshandelssysteme bzw. „Over-the-Counter“-Märkte dar. So hat der Pflanzenkohle-Hersteller „Sonnenerde“ aus der österreichischen Ökoregion Kaindorf ein regionales Handelssystem mit CO₂-Zertifikaten ins Leben gerufen. Die teilnehmenden Landwirte verpflichten sich zum langfristigen Humusaufbau, wobei die dabei gebundene Kohlenstoffmenge von unabhängigen Prüfern in regelmäßigen Abständen kontrolliert und verifiziert wird. Die entsprechenden Zertifikate werden dann an lokale Unternehmen für Marketingzwecke verkauft (Dunst 2012). Bislang ist der Anteil bodenverbessernder Maßnahmen am freiwilligen Emissionshandel mit nicht einmal einem Prozent im Jahr 2008 jedoch noch sehr gering (De Pinto et al. 2010). Durch die offizielle Akkreditierung des Europäischen Pflanzenkohle Zertifikats seitens der Europäischen Kommission wäre auch der Erwerb international anerkannter Emissionsgutschriften im Rahmen des „Voluntary Carbon Standards“ oder des „Gold Standards“ denkbar.

Skeptisch gegenüber einer finanziellen Förderung von Biokohle, insbesondere durch eine Anerkennung der Kohlenstoffsequestrierung im Boden, äußern sich z.B. Ernsting et al. (2011). Neben dem noch fehlenden Wissen über das langfristige, realistische, boden- und pflanzenspezifische Verhalten der Biokohle im Boden, sehen sie vor allem die Gefahr einer Landnutzungsänderung hin zum Anbau von Biomasse für die Biokohleherstellung mit negativen sozialen und ökologischen Folgen.

Fazit

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass bezüglich Kosten und Nutzen der Herstellung von Kohlen aus landwirtschaftlichen Roh- und Reststoffen noch viele Unwägbarkeiten existieren, die zu quantifizieren sind, bevor Klarheit über den Nutzen des Kohleinsatzes in der Landwirtschaft hergestellt werden kann. Ökonomische Potenziale werden insbesondere für die Verwertung von Reststoffen gesehen, für die bisher keine technisch überzeugenden Nutzungskonzepte vorliegen. Beispielsweise kann mit dem Verfahren der hydrothermalen Konversion von Grünschnitt und Laubabfällen der Aufwand für die Trocknung erheblich reduziert werden, da sich ein Großteil des Wassers mechanisch abtrennen lässt. Hochwertige Anwendungsbereiche (z.B. Kultursubstrate, Hausgärten, Landschaftsbau) lassen eher stabile Marktpotenziale erwarten. Märkte für die Verwertung biogener Rohstoffe zur Herstellung von Kohle sind aber in erster Linie durch gesetzliche Bestimmungen bedingt. Insbesondere für die Anwendung in der Landwirtschaft ist die Ausbringung von Biokohle als Bodenhilfsstoff derzeit nur sehr eingeschränkt möglich. Aufgrund der Unterschiedlichkeit verschiedener Biokohlen hinsichtlich ihrer Wirkungen und des Aufwandes zur Herstellung der Kohlen können keine allgemeingültigen Aussagen abgeleitet werden. Diese sind letztlich nur mit Analysen über die Wertschöpfungskette, beispielsweise mit Methoden des Life Cycle Assessments zu erarbeiten.

3 Schlussfolgerungen

3.1 Bewertung der Chancen und Risiken der Nutzung von Biokohle

3.1.1 Bodenverbesserung und C-Sequestrierung

Die in der vorliegenden Studie ausgewerteten Veröffentlichungen bzw. Forschungsarbeiten zur Erzeugung und Anwendung von Biokohlen zielen überwiegend auf deren Einsatz zur Behandlung oder auch Herstellung von Böden. Neben „reiner“ Biokohle werden auch Substrate bzw. Materialien betrachtet, die Biokohle als Mischungspartner oder Ausgangsstoff enthalten. Mit dieser Verwendung der Biokohle wird in erster Linie das Ziel verfolgt, Bodenfunktionen nachhaltig zu verbessern, wie z.B. die Speicherung von Wasser und Nährstoffen, das Filter- und Puffervermögen, die Funktion der Böden als Habitat für die Bodenflora und -fauna sowie ihr Potenzial zur Erzeugung von pflanzlicher Biomasse. Daneben wird durch den Biokohleeinsatz eine möglichst langfristige Speicherung stabiler Kohlenstoffverbindungen in den Böden als Beitrag zum Klimaschutz angestrebt.

Die in den Kap. 2.4, 2.5, 2.6 und 2.8 zusammengefassten Erkenntnisse bisher durchgeführter Untersuchungen machen deutlich, dass die stoffliche Zusammensetzung, Struktur und Wirkungsweise von Biokohlen sehr stark variieren kann in Abhängigkeit von der Herstellungstechnologie und den verwendeten Ausgangsstoffen. Allgemein gültige Aussagen zu den Wirkungen von Biokohlen in Böden sind somit nicht oder nur mit Einschränkungen bzw. ergänzenden Angaben zu den Herstellungsmodalitäten möglich. Daraus lässt sich aber auch ableiten, dass der Nutzen der Biokohlen für einen Einsatz in Böden gezielt durch den Produktionsprozess beeinflusst werden kann. Während bereits umfangreiche Ergebnisse zu den Eigenschaften einer großen Bandbreite von Pyrolysekohlen und ihren Effekten in Böden vorliegen, befindet sich die Forschung zu den mittels hydrothormaler Carbonisierung hergestellten HTC-Kohlen noch in einem frühen Stadium.

Die Stabilität der Biokohlen gegenüber einem chemischen oder mikrobiellen Abbau ist von Bedeutung im Hinblick auf eine möglichst lang andauernde Wirkung ihrer bodenverbessernden Eigenschaften und die angestrebte Kohlenstoff-Speicherung im Boden. Durch die Inkohlung der verwendbaren Biomassen wird deren mikrobieller Abbau verhindert bzw. erheblich verzögert. Aus den bisherigen Untersuchungen ist abzuleiten, dass Pyrolysekohlen im Allgemeinen deutlich stabiler sind als hydrothermal erzeugte Kohlen. Für Pyrolysekohlen können unter Freilandbedingungen mittlere Verweilzeiten von mehr als 100 bis über 1000 Jahre angenommen werden. Die Stabilität nimmt in der Regel mit steigender Pyrolysetemperatur zu. HTC-Kohlen weisen nach den bisherigen Untersuchungen im Allgemeinen eine Stabilität im Bereich von Jahrzehnten auf.

Neben den Herstellungsbedingungen und den verwendeten Ausgangsstoffen beeinflussen auch die natürlichen Standortbedingungen (Bodeneigenschaften, Klima, Wasserhaushalt etc.) und das Nutzungsregime die Dynamik der Abbauprozesse. Die Vergleichbarkeit und systematische Auswertung der durchgeführten Laboruntersuchungen zum Abbau der Biokohlen wird zudem durch die unterschiedlichen Versuchsbedingungen und Versuchszeiträume erschwert. Aus diesem Grunde können gegenwärtig noch keine präzisen und zuverlässigen Angaben zur Abbau-

geschwindigkeit und Stabilität von Kohlen in Abhängigkeit von ihrer Qualität und den Umweltbedingungen gemacht werden. Dies werden erst mehrjährige Langzeitversuche ermöglichen.

Bei der Herstellung der Biokohlen entstehen auch weniger komplex aufgebaute, kleinere organische Verbindungen, die leichter freigesetzt und chemisch oder biologisch abgebaut werden können. HTC-Kohlen weisen im Allgemeinen einen höheren Anteil dieser Verbindungen auf. Ihre Mineralisierung ist für die unmittelbar nach der Biokohleanwendung in Böden häufig feststellbaren erhöhten CO₂-Emissionen verantwortlich. Die Freisetzung der enthaltenen Nährstoffe, insbesondere des Stickstoffs fördert auch den mikrobiellen Abbau der stabileren Verbindungen der Kohlen und der organischen Bodensubstanz (Priming-Effekt). Im Hinblick auf eine möglichst hohe Stabilität der Kohlen sollte somit durch die Auswahl der Ausgangsstoffe (z.B. ligninreiche, holzige Materialien) und des Herstellungsverfahrens (einschließlich der Nachbehandlung; z.B. Waschen, Zwischenlagerung) auf geringe Anteile leicht abbaubarer Substanzen hingewirkt werden. Durch derartige Biokohlen werden dann allerdings zunächst nur sehr geringe Nährstoffmengen zur Verfügung gestellt. Aufgrund der hohen Sorptions- und Speicherkapazität der Kohlen ist zudem von einer vorübergehenden Verringerung der Nährstoffversorgung auszugehen (s.u.).

Da ein großer Anteil der Biokohlen kurzfristig nicht bzw. nur in sehr geringen Raten durch chemische und biologische Prozesse abgebaut wird, vollziehen sich grundsätzlich andere Prozesse als bei der üblichen Humusreproduktion durch Zufuhr organischer Primärsubstanzen, wie sie in der landwirtschaftlichen Bodennutzung praktiziert wird. Die sehr stabilen Komponenten der Biokohle gehen in die sogenannte passive organische Bodensubstanz ein und sind mikrobiell kaum verwertbar. Die Mineralisierungsprodukte der leichter abbaubaren Kohlebestandteile werden zu einem großen Teil als CO₂ emittiert oder in wässriger Lösung (DOC) verlagert. Die übrigen organischen Abbauprodukte und die aus dem Abbau entstandene Bodenflora und -fauna können in die Humifizierungsprozesse einbezogen werden. Die entsprechenden Größenordnungen sind jedoch bislang nicht näher quantifizierbar.

Biokohlen weisen eine große Kapazität zur Sorption, Bindung und Einlagerung von Nährstoffionen sowie anorganischen und organischen Verbindungen auf. Diese resultiert aus ihrer sehr großen inneren und äußeren Oberfläche. Durch Oxidation insbesondere der äußeren Oberflächen entstehen funktionelle Gruppen mit negativem Ladungsüberschuss. Die Sorptionskapazität für Nährstoffkationen wie K⁺, Mg²⁺ oder NH₄⁺ entwickelt sich also in besonderem Maße im Zuge der Alterung frischer Biokohlen oder durch spezielle Maßnahmen bei der Herstellung (z.B. Aktivierung mit Wasserdampf). Darüber hinaus ist auch eine nennenswerte Adsorptions- und Speicherkapazität der Biokohlen für Nährstoffanionen (z.B. PO₄) gegeben. Gleichzeitig ist ein hohes Speicher- und Filtervermögen in Bezug auf anorganische und organische Schadstoffe zu konstatieren (s. Kap. 3.1.2).

Mit der Bildung funktioneller Gruppen auf den Biokohleoberflächen nehmen auch der anfänglich hydrophobe Charakter frischer Biokohlen ab und ihre Benetzbarkeit zu. Sie verfügen aufgrund der starken Porosität über eine hohe Wasserkapazität und können damit das Wasserspeichervermögen von Böden verbessern. Unter Berücksichtigung der in einigen Untersuchungen nach Biokohleanwendung festgestellten geringeren Lagerungsdichten ist davon auszuge-

hen, dass damit die Durchwurzelung der Böden und die Erschließung und Aufnahme verfügbarer Nährstoffe durch die Pflanzen erleichtert werden. Gleichzeitig können hierdurch mikrobielle Umsetzungsprozesse und die Mineralisierung aber auch Immobilisierung von Nährstoffen verstärkt werden. Biokohlen mit hohen pH-Werten, wie die meisten Pyrolysekohlen oder HTC-Kohlen aus basischen Ausgangsstoffen, führen zudem zu einer pH-Wert-Anhebung in sauren bis schwach alkalischen Böden. Dies beeinflusst die mikrobiellen Umsatzleistungen und die chemischen Lösungs- und Fällungsreaktionen. So kann beispielsweise die Phosphorverfügbarkeit in zuvor sauren Böden gesteigert, bei einer pH-Anhebung in den alkalischen Bereich jedoch auch vermindert werden.

Die Anwendung von Biokohle wirkt somit kaum wie die bisherige landwirtschaftliche Humusversorgung auf die Gewährleistung standort- und nutzungstypischer Humusgehalte einschließlich ihrer umsetzbaren Anteile. Unter anderem aufgrund ihrer Porosität und Sorptionskraft kann sie zwar anteilig Funktionen von Humus, insbesondere Dauerhumus als umsatzträger Pool, erfüllen und damit eine bodenverbessernde Wirkung entfalten. Funktionen des Nährhumus bzw. der umsetzbaren organischen Substanz gerade im Hinblick auf das Bodenleben kann sie jedoch nur geringfügig und in einem bislang nicht geklärten Umfang übernehmen.

Mit den Biokohlen können dem Boden Hauptnährstoffe wie N, P, K, S, Mg und Ca sowie eine Reihe weiterer Mikronährstoffe zugeführt werden. Die Verfügbarkeit der Nährstoffe ist mit wenigen Ausnahmen sehr gering. Das betrifft insbesondere den Stickstoff. Die Nährstoffgehalte der Biokohlen variieren allerdings sehr stark in Abhängigkeit der für die Pyrolyse bzw. hydrothermale Carbonisierung verwendeten Ausgangsstoffe sowie der Herstellungstechnologie und gewählten Prozessparameter. Steigende Temperaturen führen bei der Pyrolyse in der Regel zu vermehrten gasförmigen Verlusten. Gleichzeitig nimmt die Verfügbarkeit der Nährstoffe ab. Bei der hydrothermalen Carbonisierung werden große lösliche Nährstoffanteile mit dem Prozesswasser entzogen. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass Pyrolysetemperaturen von 500 °C nicht überschritten werden sollten, um die Nährstoffgehalte und -verfügbarkeiten der Biokohlen nicht zu stark abzusenken. Insgesamt gesehen fehlt jedoch bislang eine systematische Datenbasis und Auswertung der Einflüsse von Ausgangsstoffen und Herstellungstechnologie auf die Nährstoffgehalte und -verfügbarkeiten von Biokohlen. Für HTC-Kohlen liegen diesbezüglich bislang nur sehr wenige Ergebnisse vor.

Die Untersuchungen zur Wirkung von Biokohlen auf den Nährstoffhaushalt der behandelten Böden konzentrieren sich bislang auf die Beeinflussung des Stickstoffkreislaufs. In vielen Fällen führen die durch Biokohlegaben verursachte Sorption und Immobilisierung von Stickstoff zu einer Verringerung der Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasser, insbesondere in sandigen Böden. Zudem kann es zu einer Reduktion der N₂O-Emissionen aus den mit Biokohlen behandelten Böden kommen. Es gibt zahlreiche Anhaltspunkte und Belege dafür, dass durch den Einsatz von Biokohlen die Stickstoffspeicherung in den behandelten Böden erhöht und N-Verluste verringert werden können. Hieraus resultiert die Möglichkeit, die Effizienz der N-Düngung im Pflanzenbau zu verbessern und den N-Kreislauf im System Boden-Pflanze stärker zu schließen. Die in diesem Zusammenhang häufig nach Zugabe von Biokohlen anfänglich festzustellende Verringerung der N-Verfügbarkeit erfordert eine angepasste Ergänzungsdüngung bzw. Konzepte zur „Beladung“ der Biokohlen beispielsweise durch die Kompostierung oder Fermentation mit nährstoffreicheren organischen Stoffen.

Trotz der bereits vorliegenden Untersuchungsergebnisse fehlt ein tieferes Prozessverständnis zur Wirkung der Biokohlen auf den Bodennährstoffhaushalt. Aufgrund der in den bisherigen Versuchen eingesetzten unterschiedlichen Biokohlequalitäten und -mengen und der Variabilität der behandelten Böden ist eine systematische Betrachtung nicht in ausreichendem Maße möglich, um letztendlich Qualitätskriterien und Empfehlungen für die gezielte Herstellung und Anwendung von Biokohlen zur Verbesserung des Bodennährstoffhaushaltes zu geben, insbesondere wenn diese standort- und nutzungsbezogen erfolgen sollen.

Künftige Untersuchungen sollten insbesondere biologische und biochemische Prozesse in stärkerem Maße betrachten, um die Wirkung der Biokohlen auf den Nährstoffhaushalt der Böden aufzuklären.

Ob und inwieweit es durch die Anwendung von Biokohlen zu den festgestellten bodenverbessernden Wirkungen kommt, hängt neben den durch Ausgangsstoffe und Herstellungstechnologie bestimmten Eigenschaften auch von den Standortbedingungen (Bodeneigenschaften, Klima) und dem Nutzungsregime ab. Nur in den Fällen, in denen die Bodenfunktionen entscheidend beeinträchtigt sind und diese Mängel durch den Biokohleeinsatz behoben werden, wird eine bodenverbessernde Wirkung erkennbar eintreten. In Bezug auf die Produktionsfunktion der Böden heißt das, eine Förderung des Pflanzenwachstums ist nur zu erwarten, wenn durch die Biokohlegabe die ertragsbegrenzende Bodeneigenschaften verbessert werden können (saure Bodenreaktion, geringe Nährstoff- und Wasserversorgung sowie bodenbiologische Aktivität). So zeigen die pflanzenbaulichen Versuche überwiegend eine Steigerung des Pflanzenwachstums bzw. der Pflanzenerträge nach dem Einsatz von Biokohlen, in einigen Fällen waren jedoch keine Wirkungen oder sogar Mindererträge festzustellen.

Deutliche und kurzfristige bodenverbessernde Wirkungen sind also in erster Linie in Böden zu erwarten, die durch Humus- oder Nährstoffarmut, einen hohen Kalkbedarf oder eine geringe Wasser- und Nährstoffspeicherkapazität gekennzeichnet sind (ton- bzw. schluffarme Sande) und aus diesen Gründen auch eine geringe bodenbiologische Aktivität und ein limitiertes Pflanzenwachstum aufweisen. Für die praktische Anwendung der Biokohlen zur Bodenverbesserung oder Herstellung von Bodensubstraten wird es mit Blick auf die Herstellungskosten entscheidend sein, mit möglichst geringen Aufwandmengen den größtmöglichen Nutzen zu erzielen (s. Kap. 3.1.4).

Bei den bisher durchgeführten Forschungsarbeiten zur Anwendung von Biokohlen in Böden handelt es sich fast ausschließlich um Kurzzeitexperimente und Versuche von maximal drei Jahren. Es fehlt an Untersuchungen über größere Zeiträume, um langfristige Effekte und damit auch die mit der Alterung der Biokohlen verbundenen Änderungen ihrer Eigenschaften zu erfassen. Insbesondere für die gemäßigten Breiten liegen bislang erst wenige Ergebnisse vor. Im Hinblick auf eine Umsetzung der Biokohleanwendung in der pflanzenbaulichen Praxis sind Untersuchungen im Feld- und Einzugsgebietsmaßstab notwendig, die eine realitätsnahe Modellbetrachtung für das System Boden-Pflanze auf der Ebene von Bewirtschaftungseinheiten bzw. der Landschaftsskala ermöglichen.

3.1.2 Umweltverträglichkeit

Beim Einsatz von Biokohlen in Böden ist das Risiko schädlicher Auswirkungen des Biokohleeintrages auf die bodenphysikalischen, -chemischen oder biologischen Eigenschaften zu vermei-

den. Zu beachten sind insbesondere negative Effekte durch die Zufuhr von Schadstoffen oder eine verstärkte Stofffreisetzung und -mobilität, die zu einer Gefährdung der Schutzgüter Wasser und Luft oder zu Gesundheitsrisiken für Pflanzen, Tiere und den Menschen führen können.

Generelle Aussagen zur Umweltverträglichkeit des Biokohleeinsatzes in Böden werden dadurch erschwert, dass ihre Eigenschaften und Wirkungsweise in Abhängigkeit von den verwendeten Ausgangsstoffen und der Herstellungstechnologie sehr stark variieren können. Wenngleich einige Aspekte der Umweltverträglichkeit des Einsatzes von Biokohlen aufgrund von Kenntnislücken noch nicht abschließend bewertet werden können (s. Kap. 3.2), sollen im Folgenden auf Grundlage der in den Kap. 2.4, 2.5 und 2.6 zusammengefassten Erkenntnisse einige grundlegende Schlussfolgerungen zu den möglichen Risiken des Biokohleeinsatzes und einer entgegensteuernden Qualitätssicherung gezogen werden:

Für die Herstellung von Biokohlen kann eine sehr breite Palette von Biomassen oder biogenen organischen Ausgangsstoffen verwendet werden. Im Hinblick auf eine umweltverträgliche Herstellung und Nutzung der Biokohlen in Böden ist die Verwendung von biogenen Nebenprodukten oder pflanzlichen Abfällen insbesondere aus der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft sinnvoll, da diese in der Regel keine nutzungsbegrenzenden Schadstoffgehalte aufweisen. Eine Ausnahme bilden Pflanzen, die auf schadstoffbelasteten Standorten angebaut wurden und kontaminiert sind. Gleiches gilt für überwiegend schadstoffarme Biomassen aus der Landschafts- und Grünanlagenpflege sowie dem Gartenbau. So können beispielsweise Pflegeschnitte von Straßenbegleitgrün durch erhöhte Salz- und Schwermetallgehalte gekennzeichnet sein. Unerwünschte Inhaltsstoffe bzw. Stoffkonzentrationen können auch in Bioabfällen aus Gewerbe und kommunaler Sammlung enthalten sein. Wirtschaftsdünger und Gärprodukte weisen mitunter erhöhte Schwermetallgehalte auf, die aus Sicht der Pflanzenernährung unterschiedlich gewichtet werden, so gelten z.B. Cu und Zn nach DüMV als Mikronährstoffe. In Klärschlämmen sind neben Schwermetallen auch die Gehalte persistenter organischer Schadstoffe, Pathogene oder Reste von Arzneimitteln und Kosmetika zu beachten.

Durch die Auswahl schadstoffarmer Ausgangsstoffe für die Herstellung von Biokohlen lässt sich die Umweltverträglichkeit des Biokohleeinsatzes in Böden somit gezielt beeinflussen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sowohl bei der Pyrolyse als auch bei der hydrothermalen Carbonisierung von Biomassen zu einer Aufkonzentrierung von persistenten Schadstoffen wie Schwermetallen, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, Dioxinen und Furanen kommt, so dass Bioabfälle ihre Eignung als Ausgangsmaterial für Bodenhilfsstoffe, Düngemittel oder Kultursubstrate verlieren können. Bei allen Herstellungsverfahren ist zudem die Bildung von organischen Schadstoffen möglich (z.B. PAK, Dioxine bei der Pyrolyse, leicht flüchtige Verbindungen insbesondere bei der hydrothermalen Carbonisierung). Durch eine geeignete Prozessführung oder Nachbehandlung kann deren Entstehung und unkontrollierte Freisetzung weitgehend vermieden oder vermindert werden. Die entsprechenden Technologien sind einzusetzen und weiter zu entwickeln.

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass bei der Herstellung von Biokohlen geringe und unbedenkliche Konzentrationen persistenter Schadstoffe gewährleistet werden können. Zudem findet bei allen Verfahren eine Hygienisierung und mit steigenden Temperaturen eine zunehmende Zerstörung potenzieller organischer Schadstoffe (z.B. Pharmazeutika) statt. Es ist allerdings zu betonen, dass in Bezug auf die Erzeugung und Zerstörung umweltschädlicher organi-

scher Verbindungen und ihrer Metabolite bei der Produktion von Biokohlen noch große Wissensdefizite bestehen (s. Kap. 3.2).

Für die Hersteller von Biokohlen ist es notwendig, über ausreichende Erkenntnisse zu den Einflüssen der Ausgangsgehalte und der Prozessführung auf die Schadstoffgehalte zu verfügen. So kann bereits bei der Wahl der Ausgangsstoffe die Grundlage für die Erzeugung schadstoffarmer Biokohlen für die Anwendung in Böden gelegt werden. Erste Zertifizierungssysteme wie das in der Schweiz eingeführte „Europäische Pflanzenkohle-Zertifikat“ (Schmidt et al. 2012) favorisieren bislang ausschließlich die Zulassung von pyrolysierten pflanzlichen Biomassen. Diese werden in einer Positivliste angegeben, in der beispielsweise Klärschlämme u.a. aufgrund der zu besorgenden hohen Schwermetallgehalte nicht berücksichtigt sind. Da Klärschlämme aus ländlichen Regionen auch geringe Schwermetallkonzentrationen aufweisen können, ist ein genereller Ausschluss aufgrund dieses Kriteriums allerdings durch eine breitere Datenbasis zu untersetzen. Klärschlämme und Bioabfälle, für die der begründete Verdacht einer starken Aufkonzentrierung von Schadstoffen in der Biokohle besteht, sollten im Sinne der Qualitätssicherung durch die Hersteller vor der Carbonisierung auf die entsprechenden Ausgangsgehalte in jedem Fall überprüft werden.

Letztlich ist die Einhaltung von Grenzwerten und Qualitätskriterien in den Biokohleprodukten das entscheidende Kriterium für einen umweltverträglichen Einsatz in Böden. Die Nachweisführung sollte in jedem Fall gesetzlich geregelt werden. Dies kann im Rahmen der bestehenden Gesetze und Regelwerke des Düng-, Abfall-, Boden- und Wasserrechts erfolgen (s. Kap. 3.1.5). Während zu den Gehalten organischer Schadstoffe in Pyrolysekohlen in Abhängigkeit von den Herstellungsbedingungen bereits eine größere Zahl von Untersuchungen durchgeführt wurden, bestehen noch größere Unklarheiten bezüglich der Entstehung umweltschädlicher organischer Verbindungen bei der hydrothermalen Carbonisierung von Biomassen und einer in dieser Hinsicht optimierten Prozessführung. Gegebenenfalls ist die Palette der Qualitätsparameter, gesetzlich zu regelnden Inhaltsstoffe und Prüfverfahren zu erweitern. Als Beispiel seien die PAK-Gehalte insbesondere in Pyrolysekohlen oder leicht flüchtige organische Verbindungen mit pflanzenschädigender Wirkung in HTC-Kohlen genannt, die eine Nachbehandlung bzw. Zwischenlagerung der Kohlen vor deren Anwendung erforderlich machen.

Pyrolysekohlen weisen zumeist pH-Werte über 7 auf und führen zu einer Alkalisierung sowie Erhöhung der Säurepufferung in den behandelten Böden. Generell verfügen Biokohlen nach Oxidation der inneren und äußeren Oberflächen über eine hohe Sorptionsfähigkeit für Schadstoffkationen. Zudem wurde auch die Bindung organischer Schadstoffe festgestellt. Die Verfügbarkeit und Mobilität von Schadstoffen kann somit durch die Anwendung von Biokohlen in Böden mit sonst geringer Sorptionskapazität (aufgrund geringer Ton- und Humusgehalte) herabgesetzt werden. Jüngere Untersuchungsergebnisse weisen auch darauf hin, dass der Abbau bestimmter organischer Verbindungen wie z.B. von Mineralölkohlenwasserstoffen durch Zugabe von Biokohlesubstraten beschleunigt wird.

Die Festlegung organischer Schadstoffe an und in den Kohlepartikeln kann aber auch ihren mikrobiellen Abbau behindern. Im Falle von Pflanzenschutzmitteln erfordert dies gegebenenfalls eine stärkere Dosierung und führt zu einer höheren Anreicherung von Pflanzenschutzmitteln in den mit Biokohle behandelten Böden. Die Wirksamkeit der Biokohlen im Hinblick auf

die Festlegung und den Abbau organischer Schadstoffe ist somit nach Schadstoffgruppen differenziert zu betrachten und durch weitere Untersuchungen aufzuklären.

Die bei der Herstellung von Biokohlen entstehenden Abgase und Abwässer besitzen ein hohes Gefährdungspotenzial für Mensch, Tier und Umwelt, dem jedoch durch technische Maßnahmen begegnet werden kann. Die Anlagentechnik und der Betrieb sind daher entsprechend so auszulegen, dass die tatsächliche Freisetzung auf ein Minimum reduziert wird. Durch geeignete Verfahren der Gasreinigung, -aufbereitung oder -verwertung (Energieerzeugung) ist sicherzustellen, dass weder bei der Herstellung noch in den nachgelagerten Schritten die jeweils gültigen Arbeitsplatz- und Emissionsgrenzwerte überschritten werden. Die bei der hydrothermalen Carbonisierung in großen Mengen entstehenden Prozesswässer erfordern ebenfalls eine Nachbehandlung, die mit einer Energierückgewinnung durch Vergärung der enthaltenen organischen Fraktion zu Biogas gekoppelt werden kann.

3.1.3 Stoffströme, Anwendungskonzepte und Wirtschaftlichkeit

Die verschiedenen Technologien zur thermochemischen Erzeugung von Biokohlen befinden sich in unterschiedlichen Entwicklungsstadien von der Demonstrations- oder Pilotanlage bis hin zu industriellen Anlagen. Pyrolyse und Vergasung sind als Technologien in der praktischen Anwendung etabliert. Es existieren bereits auch erste Anlagen im industriellen Maßstab zur hydrothermalen Carbonisierung von Klärschlamm und Gärresten. Die hydrothermale Carbonisierung besitzt den Vorteil, wasserreiche Biomasse direkt, ohne vorhergehende Trocknung einsetzen zu können.

Allen Verfahren gemein sind Bestrebungen, die energetische und stoffliche Effizienz zu erhöhen, die Bildung von Schad- und Abfallstoffen zu reduzieren und zusätzliche Wertschöpfung durch Nebenprodukte oder neue Produkteigenschaften zu kreieren.

Für die thermochemische Umwandlung von Biomasse in Kohle ist eine große Bandbreite an biogenen Reststoffen geeignet. Den größten Anteil der geschätzten Biomasse-Potenziale in Deutschland steuern dabei Nebenprodukte und Reststoffe aus der Land- und Forstwirtschaft bei. Die Herstellung von Kohlen aus biogenen Reststoffen kann davon profitieren, dass die meisten dieser Ausgangsstoffe ohnehin sachgemäß gesammelt, gelagert, behandelt bzw. verarbeitet werden müssen, um den Schutz der Umwelt zu gewährleisten. Somit können bei der Biokohleherstellung erhebliche Aufwendungen insbesondere für die Reststoffbehandlung entfallen. Gegenüber der konventionellen biologischen Behandlung weist die Carbonisierung der Biomasse eine Reihe von Vorzügen auf. Zu diesen zählen die intensive Stabilisierung des Kohlenstoffs, die relativ kurze Dauer der Carbonisierungsprozesse, die Zerstörung pathogener Erreger und potenzieller organischer Schadstoffe durch die hohen Prozesstemperaturen sowie der wirtschaftlichere Transport der Biokohle durch die starke Massereduzierung der ursprünglichen Biomasse. Dies bietet insbesondere auch neue Optionen für das Biomassemanagement von Gülle, Festmist und Gärresten.

Die thermochemische Behandlung von Reststoffen und die Erzeugung von Biokohlen für den Einsatz in Böden können allerdings auch mit Risiken, wie der Anreicherung von Schwermetallen und der Bildung einer großen Bandbreite von organischen Schadstoffen verbunden sein, deren Entstehung und Freisetzung mit technischen Mitteln begegnet werden muss. Hier ist ein wirkungsvolles Qualitätsmanagement gefragt. Für die bessere Einordnung des Gefährdungspotenzials ist die Erarbeitung einer breiteren Datenbasis erforderlich.

Darüber hinaus kann die zusätzliche Option, Biomasse sowie organische Reststoffe zu Kohlen umzuwandeln, zur Verschärfung der Nutzungskonkurrenzen zwischen Lebensmittel-, Futtermittel-, Energie- und Humuswirtschaft sowie neuen Wirtschaftszweigen zur Verarbeitung nachwachsender Rohstoffe führen, die sich in Abhängigkeit von der globalen Marktsituation verändern können. Derzeit erfolgt der Verbrauch organischer Substanz im Pflanzenbau notwendigerweise vor allem im Bereich der landwirtschaftlichen Humusreproduktion. Die Bilanzierung des Biomasseaufkommens und der aktuellen Stoffströme lässt in diesem Bereich Versorgungsüberschüsse erkennen, die regional differenziert für eine Biokohleerzeugung zur Verfügung stehen würden (z.B. Gülle, flüssige Gärreste, Ernterückstände, Stroh).

Zu standort- und nutzungsbezogenen Aufwandmengen für pflanzenbaulich genutzte Böden in den gemäßigten Breiten können aus den bisherigen Untersuchungen keine hinreichend belegbaren Empfehlungen abgeleitet werden. Kurzfristige bodenmeliorative Effekte scheinen erst bei Aufwandmengen von mindestens 5 bis 10 t (TM) Biokohle je ha zu einer Verbesserung der Ertragsfähigkeit meist sandiger Standorte zu führen. Erkenntnisse zu den langfristigen Effekten geringerer, ggf. wiederholter Biokohlegaben liegen bislang nicht vor. Der größte wirtschaftliche Nutzen der Biokohleanwendung ist zu erwarten im Falle des Anbaus wertvoller Kulturen (z.B. Gemüse- und Zierpflanzen, Pflanzenvermehrung und -anzucht) und/oder der Behandlung ertragsschwacher Böden (humus- und nährstoffarm, versauert, sorptionsschwach, geringe Wasserspeicherkapazität).

Es existieren jedoch noch viele Unwägbarkeiten bezüglich der Kosten und des Nutzens der Herstellung von Kohlen aus landwirtschaftlichen Roh- und Reststoffen, die näher zu quantifizieren sind, bevor Klarheit über den Nutzen des Kohleinsatzes in der Landwirtschaft hergestellt werden kann. Im Allgemeinen besteht derzeit aus betriebswirtschaftlicher Sicht eines landwirtschaftlichen Betriebes in Deutschland bei den aktuellen Marktpreisen für Biokohlen kein Anreiz zum Kauf und flächigen Einsatz der genannten Aufwandmengen, da sich die Kosten vermutlich in den meisten Fällen nur über sehr lange Zeiträume durch Ertragssteigerungen und erhöhte Düngereffizienz amortisieren. Auf der Basis der vorliegenden Kostenkalkulationen und Kosten-Nutzen-Betrachtungen kann ein positiver Nettonutzen für den Einsatz von Biokohle in der Landwirtschaft nur nachgewiesen werden, wenn ein Zusatznutzen entsteht, etwa aufgrund von finanziellen Anreizen durch Umweltleistungen oder die Entsorgung von überschüssigen Reststoffen. Das heißt, entweder müssen Biokohlen zu weit niedrigeren Preisen gehandelt oder positive externe Effekte wie die Kohlenstoffsequestrierung als Leistung finanziell berücksichtigt werden.

Aufgrund ihrer bodenverbessernden Wirkungen sind Biokohlen insbesondere auch für die Anwendung in Landschaftsbau und Rekultivierung gut geeignet. Der Flächenumfang und der Mengenbedarf in Deutschland sind zwar im Vergleich zum Einsatz in landwirtschaftlich genutzten Böden deutlich geringer, aus Sicht der Hersteller kann hierdurch aber ein höherwertiges Marktsegment bedient werden. Das gilt in noch stärkerem Maße für die Herstellung von Kultursubstraten für den Erwerbs- und Hobbygartenbau und die hiermit anzustrebende Torfsubstitution. Diese hochwertigen Anwendungsbereiche lassen eher stabile Marktpotenziale erwarten.

Einige jüngere Untersuchungen weisen auf Vorteile des Einsatzes von Biokohlen nach einer Kompostierung mit frischen organischen Substanzen hin, wodurch die Kohlen mit Nährstoffen

beladen und mikrobiell besiedelt werden. Gleichzeitig können Klimagasemissionen aus der Kompostierung vermindert werden. In der Landwirtschaft eröffnen sich Möglichkeiten zur Kaskaden- bzw. Mehrfachnutzung der Biokohle, welche die Wirtschaftlichkeit des Biokohleeinsatzes in Böden verbessern können. Die Verwendung von Biokohlen als Stalleinstreu, Futtermittelzusatz oder Additiv zur Vergärung organischer Stoffe in Biogasanlagen erfordert jedoch weitere Forschungsarbeiten zur Klärung der Wirkungsweise der Biokohlen, der Qualitätsanforderungen und entsprechenden Herstellungsmodifikationen und Dosierungen.

Bei der Kohleproduktion treten chemische und thermische Energieverluste auf. Durch Wärmerückgewinnung kann der Energieverlust begrenzt werden. Die im Produktionsprozess entstehenden Gase und Flüssigkeiten können auch zur Herstellung von Basischemikalien verwertet werden. Eine Möglichkeit der Energierückgewinnung aus dem Prozesswasser der hydrothermalen Carbonisierung bietet beispielsweise die Vergärung der organischen Fraktion zu Biogas. Die Verwendung der Nebenprodukte oder Reststoffe aus der Biokohleproduktion für die Energieerzeugung erhöht dabei die Wirtschaftlichkeit der Herstellungsverfahren. Die aus Ihnen gewonnene Energie lässt sich für den Produktionsprozess selbst und die Behandlung der Ausgangsstoffe und Produkte (z.B. Trocknung) einsetzen oder extern vermarkten.

Genaue Aussagen zur Wirtschaftlichkeit der Biokohleherstellung und -anwendung in Böden können aufgrund der Unterschiedlichkeit ihrer Wirkungen und des Herstellungsaufwandes letztlich nur durch Analysen über die konkrete Wertschöpfungskette, beispielsweise mit Methoden des Life Cycle Assessments erarbeitet werden.

3.1.4 Rechtsgrundlagen und Qualitätssicherung

Insgesamt ist für die Biokohlen festzustellen, dass derzeit deren düngerechtliche Einordnung nur begrenzt möglich ist. Gegenwärtig ist nur eine Nutzung von Holz-, also Pyrolysekohlen aus unbehandelten Hölzern als Bestandteil von Düngemitteln, Kultursubstraten und Bodenhilfsstoffen zulässig, wenn diese als Produkt in Verkehr gebracht werden sollen. Vor allem bei der Nutzung von Bioabfällen und Klärschlämmen als Ausgangsstoffe für die Biokohlenherstellung bestehen zudem besondere schadstoffseitige Anforderungen. Es sollte deshalb geprüft werden, inwieweit Biokohlen in den Katalog der zugelassenen Ausgangsstoffe (DüMV) aufgenommen werden sollten, die hinsichtlich der Herstellungstechnologie und der eingesetzten Biomassen weiter gefasst werden.

Das Erreichen der düngerechtlichen Zweckbestimmung hinsichtlich der Einstellung standort- und nutzungstypischer Humusgehalte aus der Sicht der landwirtschaftlichen Humusversorgung erscheint fraglich, da Biokohlen zwar Funktionen von Dauerhumus erfüllen können, Funktionen des Nährhumus bzw. der umsetzbaren organischen Substanz jedoch kaum und in einem bislang nicht geklärten Umfang. Des Weiteren stellt sich die Frage, ob die bislang nicht berücksichtigte C-Sequestrierung als Zweckbestimmung in das Düngerecht und andere gesetzliche Regelungen (REACH, KrWG, DirektZahlV) aufgenommen werden sollte. Weiterhin ist aufgrund der bisherigen Ergebnisse zu den potentiellen Schadstoffgehalten in Biokohlen die Aufnahme von PAK-Konzentrationen in den Katalog der Grenzwerte des Düngerechts zu prüfen.

Bezüglich des Einsatzes von Biokohlen zur Herstellung von Oberböden auf devastierten Standorten, wie sie im Rahmen von Rekultivierungsvorhaben und landschaftsbaulichen Projekten üblich ist, sollte geprüft werden, ob dieser Anwendungsbereich düngerechtlich der Kultursub-

straherstellung zugeordnet werden kann. Auch gibt es bislang noch keine Vorgaben oder Empfehlungen zur Einstufung von Biokohlen in Wassergefährdungsklassen entsprechend der Verwaltungsvorschrift für wassergefährdende Stoffe (VwVwS 1999), die sowohl deren Gefährdungs- als auch Schutzpotenzial durch Filterwirkung für angrenzende Gewässer berücksichtigt.

Wird Biokohle im eigenen Betrieb aus Pflanzenmaterial innerbetrieblicher Stoffkreisläufe hergestellt und genutzt, ohne dass es dabei zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt, insbesondere Böden (Bodenschutzrecht) und Gewässern (Gewässerschutzrecht) kommen kann, greifen die gesetzlichen Regelungen des Abfall- und Düngemittelrechts nicht direkt. Anforderungen der „Guten fachlichen Düngungspraxis“ sind jedoch zu berücksichtigen.

Aufgrund der großen Variabilität der Eigenschaften und Wirkungen von Biokohlen ist eine Klassifizierung der hergestellten Biokohleprodukte zu empfehlen, welche die Charakterisierung definierter „Biokohletypen“ erlaubt. Die Entwicklung von Standards und die Zertifizierung der Herstellung und der Produkte können dazu beitragen, die Qualität der Biokohlen im Hinblick auf einen nutzbringenden und umweltverträglichen Einsatz zur Bodenverbesserung und abzusichern.

Für ein praktikables Qualitätsmanagement ist es notwendig, sowohl die wertgebenden als auch die vorsorgebestimmenden Merkmale von Biokohleprodukten zu gewährleisten, die deren Eignung als Ausgangsstoffe zur Herstellung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen bzw. Kultursubstraten in besonderem Maße sichern. Bei der Festlegung der Qualitätskriterien ist im Hinblick auf die bodenverbessernden Wirkungen die Zweckbestimmung für die unterschiedlichen Anwendungsbereiche zu berücksichtigen.

Für eine erfolgreiche Qualitätssicherung hat sich in Deutschland ein freiwilliger Zusammenschluss von Herstellern spezifischer Produkte bewährt (z. B. für Bioabfallkomposte, Gärprodukte, Klärschlammzeugnisse, Holzaschen), die innerhalb von Gütegemeinschaften sowohl die Qualitätsentwicklung von Prozessen und Produkten als auch deren anspruchsvolle Güteüberwachung gewährleisten. Damit wird ein wesentlicher Beitrag zur Selbstregulierung von Wirtschaftsbereichen geleistet. Die Einhaltung des geltenden Rechts ist sowohl Mindestvoraussetzung als auch notwendiger Bestandteil einer solchen Gütesicherung. Erste Zertifizierungssysteme wie das in der Schweiz eingeführte „Europäische Pflanzenkohle-Zertifikat“ (Schmidt et al. 2012) oder die von der „International Biochar Initiative“ herausgegebenen Richtlinien zu Qualitätskriterien und Untersuchungsmethoden (IBI 2012c) sollten hierbei Beachtung finden.

3.2 Forschungsbedarf

Wenngleich die Pyrolysetechnologien zur Herstellung von Biokohlen in der praktischen Anwendung bereits etabliert und auch erste industrielle Anlagen zur hydrothermalen Carbonisierung errichtet wurden sind weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten notwendig, um die Produkteigenschaften zielgerichtet für die Anwendung in Böden optimieren zu können, die Bildung von Schad- und Abfallstoffen zu reduzieren und die Effizienz der Verfahren zu erhöhen. Das trifft in besonderem Maße auf die hydrothermale Carbonisierung zu, die sich noch in einem frühen Stadium der technologischen Entwicklung befindet.

Die Energieeffizienz der Herstellungsverfahren und technologische Lösungen zur Verwertung überschüssiger Energie sind wichtige Faktoren der Wirtschaftlichkeit der Biokohleerzeugung und damit auch günstiger Marktpreise. In diesem Bereich besteht noch erheblicher technologischer Forschungsbedarf.

Die Biokohleherstellung ist insbesondere mit der Emission von Kohlenmonoxid, Methan, flüchtigen organischen Verbindungen sowie Schwebstoffen verbunden. In Abhängigkeit von der Beschaffenheit der Ausgangsbiomasse sowie des Herstellungsprozesses können sich die Emissionen in einem weiten Bereich bewegen. Die gegenwärtige Datenlage besitzt nur eine sehr begrenzte Aussagekraft zur Relevanz von Schadstoffemissionen bei der Biokohleherstellung. Um das tatsächliche Gefährdungspotenzial in Abhängigkeit von verschiedenen Ausgangsstoffen und Herstellungstechnologien genauer einzuschätzen und geeignete Maßnahmen zur Abgasreinigung und zum Arbeitsschutz zu ergreifen bzw. zu verbessern, ist die Erarbeitung einer breiteren und belastbaren Messdatenbasis zur Entstehung von Schadstoffemissionen zu empfehlen. Auch die Behandlung oder Verwertung der bei der hydrothermalen Carbonisierung entstehenden Prozesswässer erfordert weitere Entwicklungsarbeit.

Voraussetzung für die zielgerichtete Produktion geeigneter Biokohlequalitäten für einen standort- und nutzungsbezogenen Einsatz in Böden oder zur Herstellung von Böden und Kultursubstraten ist die Definition von Qualitätsparametern im Hinblick auf die jeweilige Zweckbestimmung (Bodenverbesserung, C-Sequestrierung) und die zu gewährleistende Umweltverträglichkeit. Als Mindestanforderungen greifen die gesetzlichen Regelungen des Dünge-, Abfall- und Umweltsrechts. Durch eine systematische Untersuchung der Entstehung organischer Schadstoffe in Biokohlen aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen und unter verschiedenen Herstellungsbedingungen ist die Grundlage für Entscheidungen zur eventuell notwendigen Erweiterung der gesetzlich zu regelnden Schadstoffe zu erarbeiten. Auch für die sehr zu empfehlende Etablierung einer Gütesicherung bzw. eines Zertifizierungssystems und den hierzu notwendigen Katalog der wertgebenden und vorsorgebestimmenden Eigenschaften und zugehörigen Wertebereiche sind diesbezüglich weitere systematische Untersuchungen und Auswertungen erforderlich.

Es fehlt bislang auch eine systematische Analyse der Einflüsse der Ausgangsstoffe und Herstellungstechnologien auf die Nährstoffgehalte und insbesondere die Nährstoffverfügbarkeiten in Biokohlen. Für HTC-Kohlen liegen hierzu bislang nur sehr wenige Ergebnisse vor. Kombinationen von Ausgangsstoffen wurden nicht untersucht.

Im Hinblick auf einen Einsatz von Pyrolyse- oder HTC-Kohlen in pflanzenbaulich genutzten Böden und Bodensubstraten sind höhere pflanzenverfügbare Nährstoffgehalte als in den meisten der bislang untersuchten Biokohlen und eine Wirkung der Biokohlen als langsam fließende Nährstoffquelle anzustreben.

Kenntnislücken bestehen auch noch bezüglich der Zerstörung und der Entstehung toxischer, insbesondere organischer Substanzen in den Biokohlen selbst in Abhängigkeit der Herstellungsprozesse und -bedingungen. Dazu sind künftig Untersuchungen zum thermischen Ab-, Um- und Aufbau solcher organischer Verbindungen während des Herstellungsprozesses von Biokohlen angeraten. Auch die Bewertung ihrer Umweltwirkungen über die Herstellung der Biokohle hinaus (Aufbereitung, Verpackung, Lagerung, Transport, Ausbringung) bis zu den Langzeiteffekten im Boden und die Auswahl geeigneter Prüfverfahren einschließlich biologischer

scher Toxizitätstests erfordern weitere Forschungsarbeiten. Derzeit gibt es erst wenige Veröffentlichungen, in denen über die Gehalte und die Freisetzung von Schadstoffen in Biokohlen berichtet wird.

Als eine bodenverbessernde und damit wertgebende Eigenschaft von Biokohlen wird ihre durch Oxidation der Oberflächen im Zuge der „Alterung“ entstehende große Sorptionskapazität für anorganische Nähr- und Schadstoffe sowie organische Verbindungen angeführt. Vorhandene technologische Ansätze für eine gezielte Aktivierung der Oberflächen bereits während der Herstellung oder durch geeignete Nachbehandlungen erfordern zusätzliche Forschungsarbeiten. Das gilt beispielsweise auch für die Beeinflussung der Kohleeigenschaften durch die Behandlung mit Wasserdampf.

Zur Wirkung von Biokohlen auf Böden bzw. Bodenfunktionen liegt inzwischen eine Vielzahl von Untersuchungsergebnissen vor.

Die Umwandlung und der Abbau von Biokohlen in Böden erfolgt durch physikalische Zerkleinerung, chemische Oxidation, Photooxidation und Hydrolyse sowie mikrobiell durch Pilze und Bakterien bis hin zur Mineralisierung. Je nach der Qualität der Biokohle, den Standortbedingungen sowie der Art und Intensität der Bodennutzung werden im Zeitverlauf unterschiedlich große Kohleanteile abgebaut. Die sehr stabilen Komponenten der Biokohle gehen in die umsatzträge (passive) organische Bodensubstanz ein und sind mikrobiell kaum verwertbar. Die Mineralisierungsprodukte der leichter abbaubaren Kohlebestandteile werden zu einem großen Teil als CO₂ emittiert oder in wässriger Lösung verlagert, die übrigen organischen Abbauprodukte und die aus dem Abbau entstandene Bodenflora und -fauna können in die Humifizierungsprozesse einbezogen werden. Dies dürfte bei den HTC-Kohlen in stärkerem Ausmaß erfolgen als bei den Pyrolysekohlen. Zu den entsprechenden Prozessen und Umsetzungsraten in Abhängigkeit der Biokohlequalität und Umweltbedingungen liegen jedoch bislang nur unzureichende Ergebnisse vor, so dass zurzeit noch keine gesicherten Aussagen zur Humusproduktionsleistung der Biokohlen getroffen werden können.

Die Stabilitäten der Biokohlen in Böden lassen sich durch zweiphasige Modelle beschreiben. Bislang wurden die Verweilzeiten bzw. Abbaustabilitäten von Biokohlen vorwiegend einerseits aus der Datierung von pyrogenem Kohlenstoff in Böden unterschiedlicher Ökosysteme abgeleitet. Hieraus ergaben sich Verweilzeiten von hunderten bis über tausend Jahren. Andererseits wurden auf der Grundlage von Inkubationsversuchen im Labor, die in der Regel unter optimierten Bedingungen und selten länger als ein Jahr durchgeführt wurden, deutlich geringere Abbaustabilitäten berechnet. Trotz der Plausibilität der Modellannahmen können aufgrund unterschiedlicher Versuchsbedingungen, unterschiedlicher Versuchsdauer und daraus resultierenden numerischen Unsicherheiten bisher keine präzisen Angaben zur Abbaugeschwindigkeit von Kohlen in Abhängigkeit von ihrer Qualität und den Umweltbedingungen gemacht werden. Es fehlt vor allem an Stabilitätsuntersuchungen im Freiland und an Forschungen, welche eine genauere Aufklärung der Alterung und des Abbaus der Kohlen unter natürlichen Bedingungen über längere Zeiträume ermöglichen.

Der Abbau von Kohlen führt unter aeroben Bedingungen im Allgemeinen zu CO₂ und unter anaeroben Bedingungen wie in Reisfeldern vorzugsweise zu CH₄-Emissionen. Es kann nach Biokohleapplikation allerdings auch zu Primingeffekten im Boden kommen, d.h., dass der Abbau des bodenbürtigen Kohlestoffs durch Biokohlen beschleunigt oder auch verzögert werden kann. Diese positiven bzw. negativen Primingeffekte wurden bisher erst vereinzelt mit isopenchemischen Methoden untersucht. Erst die genaue Differenzierung der Herkunft der freigesetzten Gase erlaubt eine präzise Beurteilung der Abbaustabilität von Biokohlen.

Grundsätzlich können die Untersuchungsergebnisse zu den CO₂, N₂O-, CH₄-Emissionen entscheidend von dem Zeitpunkt der Beobachtung beeinflusst werden. Es fehlt an Langzeituntersuchungen, um bessere Aussagen zu den langfristigen Effekten von Kohlen im Hinblick auf C- und Treibhausgasbilanzen machen zu können. Von besonderem Interesse ist es, hierbei die Mechanismen der Reifung bzw. Alterung von Kohlen im Boden zu untersuchen. Besonders

große Forschungslücken gibt es noch hinsichtlich der Wirkung von HTC-Kohle auf die bodenbürtigen Emissionen aller drei Treibhausgase.

Die Wirkung von Biokohlen auf bodenphysikalische Eigenschaften ist bislang nur in wenigen Fällen systematisch untersucht worden. Zu den Effekten von HTC-Kohlen gibt es nahezu keine Erkenntnisse. Zwar wurden allgemeine bodenphysikalische Kennwerte, die routinemäßig ohne großen Aufwand bestimmt werden können, wie die Trockenrohichte oder die maximale Wasserhaltekapazität durchaus häufig analysiert, über weiter führende Untersuchungen wie z.B. die Ermittlung von Wasserspannungs-Wassergehalts-Funktionen oder die Bestimmung der Aggregatstabilität vor und nach der Anwendung von Biokohle wird hingegen in der Literatur nur vereinzelt berichtet. Daher ist auch noch nicht abzusehen, wie Biokohle im Vergleich zu anderen organischen Bodenbestandteilen pedogenen (Humus) oder anthropogenen (z.B. Kompost) Ursprungs auf bodenphysikalische Eigenschaften einwirkt. Ebenso ist über die Langzeitauswirkung fast nichts bekannt. Da die Mehrzahl der Publikationen kurzfristig angelegte Topf- oder Feldversuche thematisieren, lassen sich auch nur die unmittelbar und kurzfristig durch Biokohle verursachten bodenphysikalischen Auswirkungen betrachten. Forschungsbedarf besteht aktuell vor allem im Hinblick auf eine systematische Kennzeichnung von Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehungen (v.a. der nutzbaren Feldkapazität) und der Gefügeentwicklung in Abhängigkeit unterschiedlicher Biokohle-Gehalte. Ungeklärt sind auch langfristige bodenphysikalische Veränderungen durch Biokohle. Dabei sollte auch die Geschwindigkeit und Intensität der im Laufe der Zeit stattfindenden Fragmentierung der Biokohle berücksichtigt werden.

Trotz der großen Zahl der bereits vorliegenden Untersuchungsergebnisse fehlt nach wie vor ein tieferes Prozessverständnis zur Wirkung der Biokohlen auf den Bodennährstoffhaushalt. Aufgrund der in den bisherigen Versuchen eingesetzten unterschiedlichen Biokohlequalitäten und -mengen und der Variabilität der behandelten Böden ist eine systematische Betrachtung nicht in ausreichendem Maße möglich. Die ist allerdings erforderlich, um Qualitätskriterien und klare Empfehlungen für die gezielte Herstellung und Anwendung von Biokohlen zur Verbesserung des Bodennährstoffhaushaltes zu geben, insbesondere wenn diese standort- und nutzungsbezogen erfolgen sollen.

Künftige Untersuchungen sollten biologische und biochemische Prozesse in stärkerem Maße betrachten, um die komplexe Wirkung der Biokohlen auf den Nährstoffhaushalt der Böden aufzuklären. Der Einsatz von Nährelementisotopen kann Aufschluss über die Nährstoffumsetzung und -speicherung geben und somit ein besseres Prozessverständnis ermöglichen. Erforderlich sind zudem mittel- bis langfristige Untersuchungen, um die Alterung der Biokohlen und die damit verbundenen Änderungen ihrer Eigenschaften sowie langfristige Effekte auf den Bodennährstoffhaushalt zu erfassen. Im Hinblick auf eine Umsetzung der Biokohleanwendung in der pflanzenbaulichen Praxis sind Untersuchungen im Feld- und Einzugsgebietsmaßstab notwendig, die eine realitätsnahe Modellbetrachtung für das System Boden-Pflanze auf der Ebene von Bewirtschaftungseinheiten (Schlägen) bzw. der Landschaftsskala ermöglichen.

Pauschale Aussagen zur Wirkung von Biokohle auf die Gehalte und Verfügbarkeiten anorganischer und organischer Schadstoffe sind grundsätzlich nicht zulässig. Zwar zeigt sich, dass in der Mehrzahl der Untersuchungen eine Verringerung der Verfügbarkeit einzelner Schwermetalle durch den Einsatz von Biokohle eingetreten ist, dass aber auch eine Mobilisierung von Schwermetallen oder von Arsen eintreten kann. Auch in dieser Hinsicht liegen bisher kaum

systematische Untersuchungen im Feldmaßstab vor. Ebenso fehlen längerfristig angelegte Untersuchungen.

Aufgrund bisheriger Forschungsarbeiten ist allgemein festzustellen, dass Biokohlen auch die Verfügbarkeit organischer Schadstoffe in Böden und Sedimenten verringern können. Für eine Sanierung von belasteten Standorten ergeben sich hieraus vielversprechende Ansätze, die weiter verfolgt werden sollten. Jüngere Arbeiten lassen auch auf einen stärkeren mikrobiellen Abbau einzelner organischer Verbindungen schließen, der auf die besseren Bedingungen für die beteiligten Mikroorganismen infolge der Biokohlezugaben zurückgeführt werden. Andererseits kann die Bindung und Festlegung von Schadstoffen aber auch eine Verringerung bzw. Verzögerung des mikrobiellen Abbaus anderer organischer Stoffe bedeuten. Insgesamt sind somit weitere Untersuchungen zur Wirkung von Biokohlegaben auf den Umsatz organischer Schadstoffe in Böden erforderlich, die zwischen Schadstoffgruppen mit unterschiedlichen chemischen Eigenschaften und Reaktionen differenzieren.

Veränderungen der chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften durch Biokohlezugaben beeinflussen auch die Artenzusammensetzung und Populationsdichten des Edaphons sowie die bodenbiologische Aktivität. Auswirkungen auf die Bodenbiologie können ihrerseits eine Rückkopplung beispielsweise auf die Nährstoff- und Gefügedynamik haben. Daraus resultiert ein sehr komplexes Wirkungsgefüge. In den ausgewerteten Studien zeigte sich, dass häufig nur ausgewählte Ursache-Wirkungs-Beziehungen zum Einfluss der Kohle auf die Bodenbiologie betrachtet wurden. So wurden beispielsweise Effekte von Biokohlen auf die Bodenbiologie im Zusammenhang mit Veränderungen des Wasserhaushaltes oder des pH-Wertes betrachtet, ohne die durch die Biokohlegaben auch beeinflussten Faktoren wie z.B. den Nährstoffhaushalt ausreichend zu berücksichtigen. Daher sollten in künftigen Versuchen so viele Einflussgrößen wie möglich sowie auch die Interaktionen zwischen den physikalischen, chemischen und biologischen Faktoren betrachtet werden.

Die Literaturlauswertung zeigt auch, dass der Einfluss von Biokohle auf das Bodenleben erst seit wenigen Jahren vermehrt untersucht wird. Anhand der vorliegenden Studien ist es derzeit nicht möglich, Aussagen zu Langzeitwirkungen von Kohlen auf das Edaphon und die bodenbiologische Aktivität unter den Standortbedingungen in Deutschland zu treffen. Daher sollte die Rolle der Bodenflora und -fauna für die Zersetzung und den Abbau der Biokohlen in zukünftigen Untersuchungen größere Beachtung finden.

Von besonderem Interesse für das Bodenleben sind die Wechselwirkungen von veränderten Lebensmilieubedingungen und der heterotrophen Ernährung bodenbürtiger Mikroorganismen. Zu dieser für die Biodiversität und für die Humusversorgung wichtigen Fragestellung sollten künftige Untersuchungen Aufschluss geben.

Auch hinsichtlich der Fragen zur Ertragswirksamkeit der Biokohlen ist darauf hinzuweisen, dass es an Langzeituntersuchungen mangelt, die es ermöglichen, auch die Veränderung und den Abbau der Kohle sowie Witterungs- und Fruchtfolgeeffekte zu berücksichtigen. Insbesondere für die gemäßigten Breiten liegen bislang erst wenige Ergebnisse vor. Für eine systematische Betrachtung und letztendlich die Optimierung des Biokohleeinsatzes im Pflanzenbau ist generell eine Dokumentation jeglicher Versuche zu fordern, welche die wichtigsten Kennwerte der untersuchten Böden (Textur, Gefüge, pflanzenverfügbares Wasser, pH, Kationenaustausch-

kapazität, Nährstoffversorgung), die Klima- und Witterungsbedingungen, die Biokohleeigenschaften sowie Angaben zur Bewirtschaftung (insbesondere Fruchtfolge, Düngungsregime) umfasst.

Eine derartige umfassende Beschreibung der Versuchsdurchführung ist generell für Forschungsarbeiten zu den Wirkungen von Biokohlen auf die Bodenfunktionen notwendig, um Metaanalysen zu ermöglichen. Die Charakterisierung der Biokohlen sollte mindestens Angaben zur Herstellung, den Ausgangsstoffen, dem pH-Wert, Glühverlust, Kohlenstoffgehalt und Hauptnährstoffkonzentrationen enthalten.

Der Einfluss von Herstellungsbedingungen und Ausgangsstoffen kann nur durch systematische Vergleichsuntersuchungen mit unterschiedlichen Biokohletypen und gleicher Methodenauswahl klar herausgearbeitet werden. Um eine bessere Vergleichbarkeit und systematische Auswertung der Forschungsarbeiten zur Wirkung von Biokohlen auf die Prozesse im System Boden-Pflanze zu ermöglichen, sollte auch die Verwendung vereinbarter Standardbiokohlen und -böden in den verschiedenen Forschungsprojekten und -gruppen angestrebt werden. Hierdurch könnten auch Vergleiche zwischen den angewandten Analysemethoden durchgeführt und die gegebenenfalls notwendige Entwicklung von Methoden unterstützt werden, die an die speziellen Eigenschaften der Biokohlen besser angepasst sind.

Erkenntnisdefizite bestehen auch noch im Hinblick auf das Ausmaß und die Folgen des Transportes von Biokohlepartikeln durch Erosionsprozesse unter den Standortbedingungen Deutschlands. Betrachtet werden sollten der vertikale Transport in den Bodenprofilen und die Verlagerung von Material auf der Bodenoberfläche in unterschiedlichen Skalen bis hin zum Einzugsgebiets- bzw. Landschaftsmaßstab, um Aussagen treffen zu können, inwieweit eine Beeinflussung von Grundwasserleitern oder Vorflutssystemen stattfinden kann.

Im Hinblick auf die Umsetzung und Etablierung der Biokohleherstellung und -anwendung in der Praxis stellen sich Fragen zu einem Stoffstrommanagement, geeigneten Nutzungskonzepten und der Wirtschaftlichkeit, die gegenwärtig noch nicht ausreichend beantwortet werden können.

So erscheint es notwendig, Standards für die Erfassung der regional verfügbaren theoretischen und technischen Biomassepotenziale zu erarbeiten. Es gibt keine gesicherte Methodik zur Berechnung der Biomassepotenziale, die für die Biokohleherstellung genutzt werden können. Regionalstudien erscheinen zur Erhebung von detaillierten Informationen besonders geeignet. Um diese Daten dann jedoch über die Regionen hinweg aggregieren bzw. vergleichen zu können, sind einheitliche Erhebungsstandards und Annahmen eine zwingende Voraussetzung. Dies betrifft insbesondere eine einheitliche Darstellung der Potenziale in Mengeneinheiten. Aber auch die Angabe von physikalischen Eigenschaften (Trockenmassegehalt, Heizwert, etc.) sowie die Zuordnung zu eindeutig definierten Stoff- und Abfallkategorien sollte angestrebt und in standardisierter Form eingeführt werden. Häufig bestehen erhebliche Divergenzen in den Annahmen hinsichtlich der Landnutzung, der land- und forstwirtschaftlichen Produktionstechniken und der sozioökonomischen Faktoren wie Bevölkerungsentwicklung, Konsumverhalten und ökologisches Bewusstsein. In umfangreichen Studien, die häufig auch Modellsimulationen enthalten, sind diese Annahmen zudem oft versteckt und nur schwer herauszufiltern. Um eine bessere Vergleichbarkeit der Studien zu erreichen, sind gemeinsame Definitionen und Rah-

menbedingungen jedoch unerlässlich und sollten daher in Zukunft oberste Priorität erhalten. Zudem stellen mangelhafte Daten zur Quantifizierung von Stoffströmen, die ihren Ursprung in Firmen, Industrien und Haushalten haben, eine große Hürde für die Verbesserung der Schätzungen dar.

In Zukunft auftretende Nutzungskonkurrenzen der Biomasse können zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht ausreichend bewertet werden. Diese Nutzungskonkurrenzen haben Einfluss auf das wirtschaftliche Potenzial (marktorientiert), welches somit erheblich von den errechneten technischen Potenzialen abweichen kann.

Die Nutzungskonzepte zur Anwendung von Biokohlen für die Behandlung oder auch Herstellung von Böden mit dem Ziel der Verbesserung von Bodenfunktionen sowie der C-Sequestrierung sind insbesondere auf die Anwendungsbereiche bzw. Geschäftsfelder Landwirtschaft, Landschafts- und Gartenbau, Rekultivierung und Bodensanierung ausgerichtet. Bislang fehlen jedoch Qualitätskriterien zur Beschaffenheit von Biokohlen und Handlungsempfehlungen beispielsweise zu Anwendungsmengen für die einzelnen Einsatzbereiche und unterschiedliche Standortbedingungen, die durch Versuche mit starkem Anwendungsbezug erarbeitet werden sollten.

Die in letzter Zeit stärker betonten Vorteile des Einsatzes von Biokohlen, die mit frischen organischen Substanzen kompostiert und teilweise zusätzlich fermentiert wurden, wodurch die Kohlen mit Nährstoffen beladen und mikrobiell besiedelt werden, sollten Anlass sein, die Untersuchungen zur Herstellung und Anwendung derartiger „Biokohle-Komposte oder -Substrate“ fortzuführen. In der Landwirtschaft eröffnen sich Möglichkeiten zur Kaskaden- bzw. Mehrfachnutzung der Biokohle, welche die Wirtschaftlichkeit des Biokohleeinsatzes in Böden verbessern können. Die Verwendung von Biokohlen als Stalleinstreu, Futtermittelzusatz oder Additiv zur Vergärung organischer Stoffe in Biogasanlagen und der anschließenden Verwendung in Böden erfordert jedoch weitere Forschungsarbeiten zur Klärung der Wirkungsweise der Biokohlen, der Qualitätsanforderungen und entsprechenden Herstellungsmodifikationen und Dosierungen. Auch für die Herstellung „Terra Preta ähnlicher Erden“ sowie Anzucht- und Kultursubstrate sind zur Klärung substrattypischer Anforderungen und spezieller Aufbereitungsverfahren insbesondere bezüglich der HTC-Biokohlen noch erhebliche Entwicklungsleistungen erforderlich.

Bezüglich der Kosten und des Nutzens der Herstellung von Biokohlen existieren noch viele Unwägbarkeiten, die zu quantifizieren sind, bevor Klarheit über die Wirtschaftlichkeit des Kohleeinsatzes in den genannten Anwendungsbereichen hergestellt werden kann. Das betrifft beispielsweise die mittel- und langfristigen Wirkungen auf das Pflanzenwachstum und die pflanzenbaulichen Erträge unter den Boden- und Klimabedingungen in Deutschland. Erste Schritte einer Bewertung mit Methoden des Life Cycle Assessments sollten mit konkretem regionalem Bezug weiterverfolgt werden. Die Hürden auf dem Weg zur Anerkennung der Biokohle als Kohlenstoffsенke mit Blick auf Vergütungen aus dem Emissionshandel bestehen im Wesentlichen in Unsicherheiten hinsichtlich des Umfangs und der Dauerhaftigkeit der Kohlenstoffspeicherung.

Die aufgezeigte Vielfalt grundsätzlich möglicher und daher dringend zu prüfender Schritte bei der Erzeugung von Biokohle, deren Nutzung als Ausgangsmaterial zur Produktherstellung nach DüMV sowie zur ordnungsgemäßen und qualitätsorientierten Anwendung im Pflanzenbau ver-

langt also einerseits eine Weiterführung von Grundlagenforschungen - andererseits eine anwendungsorientierte Forschung zur Eingliederung von Biokohlestrategien in bestehende bzw. aufzubauende Stoffströme der stofflichen und energetischen Biomassenutzung. Letzteres kann vor allem bei der ressourcen- und umweltgerechten Etablierung größerer Anlagen der Biomassenutzung hilfreich sein.

4 Quellenverzeichnis

- 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, 183-191.
- AbfKlärV (1992): Klärschlammverordnung vom 15. April 1992, (BGBl. I S. 91), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 12 des Gesetzes vom 24. Februar 2012, (BGBl. I S. 212).
- AbfRRL (2008): Richtlinie 2008/98/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 19.11.2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien, ABl. EU L 312, 3.
- Allen, M. F. (2007): Mycorrhizal fungi: highways for water and nutrients in arid soils. *Vadose Zone Journal*, 6 (2), 291-297.
- Almendros, G., Knicker, H., González-Vila, F. J. (2003): Rearrangement of carbon and nitrogen forms in peat after progressive thermal oxidation as determined by solid-state ¹³C- and ¹⁵N-NMR spectroscopy. *Organic Geochemistry*, 34 (11), 1559–1568.
- Ameloot, N., Graber, E. R., Verheijen, F. G., Neve, S. (2013b): Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. *Journal of Soil Science*, 64 (4), 379-390.
- Amonette, J., Joseph S., (2009): Characteristics of Biochar - Microchemical Properties. In: S. Joseph, J. Lehmann (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*. London; Sterling, VA: Earthscan, 33-52.
- 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. *Pedobiologia*, 54 (5-6), 309-320.
- Antal, M. J., Gronli, M. (2003): The Art, Science, and Technology of Charcoal Production. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 42 (8), 1619-1640.
- Arnold, K., von Geibler, J., Bienge, K., Stachura, C., Borbonus, S., Kristof, K. (2009): Kaskadennutzung von nachwachsenden Rohstoffen: ein Konzept zur Verbesserung der Rohstoffeffizienz und Optimierung der Landnutzung. *Wuppertal papers* Nr. 180.
- Asai, H., Samson, B. K., Stephan, H. M., Songyikhangsuthor, K., Homma, K., Kiyono, Y., Inoue, Y., Shiraiwa, T., 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 (1-2), 81-84.
- 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 (1-2), 1-18.
- Babel, S., Kurniawan, T. A. (2003): Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 91 (1-3), 219-243.
- Babich, A., Ohno, K., Senk, D., Gudenau, H. W., Kowitzarangkul, P., Ueki, Y., Shimizu, M. (2011): Use of charcoal, biomass and waste plastics for reducing CO₂ emission in ironmaking. *Proceedings of 1st International Conference on Energy Efficiency and CO₂ Reduction in the Steel Industry*, 28.06-30.06.2011, Düsseldorf.
- Bagreev, A., Bandosz, T. J., Locke, D. C. (2001): Pore structure and surface chemistry of adsorbents obtained by pyrolysis of sewage sludge-derived fertilizer. *Carbon*, 39 (13), 1971-1979.

- Bahr, C., Günther, T., Perner, J., Pohl, A., Schneider, P. (2007): Bewertung der (organischen) Schadstoffbelastung kommunaler Klärschlämme in Schleswig-Holstein hinsichtlich der zukünftigen landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung auf der Basis des Klärschlammuntersuchungsprogramm 2006. Kiel: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MLUR).
- Bai, M., Köstler, M., Kunstmann, J., Wilske, B., Gattinger, A., Frede, H. G., Breuer, L. (2011): Biodegradability screening of soil amendments through coupling of wavelength-scanned cavity ring-down spectroscopy to multiple dynamic chambers. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 25 (24), 3683-3689.
- Baldock, J. A., Smernik, R. J. (2002): Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochemistry*, 33 (9), 1093–1109.
- 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*, 39 (4), 1243-1253.
- Ballon, A., Gerstmayr, B., Hertel, M., Krist, H., Müller, M., Rommel, W. (2009): Nutzung des CDM in der Abfallwirtschaft - Leitfaden für Investitionsprojekte im Ausland. Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Auftragnehmer: bifa Umweltinstitut GmbH. Augsburg.
- Bansal, R. C., Donnet, J. B., Stoekli, F. (1988): Active carbon. New York [u.a.]: Dekker.
- Bargmann, I., Martens, R., Rillig, M. C., Kruse, A., Kücke, M. (2014a): Hydrochar amendment promotes microbial immobilization of mineral nitrogen. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177 (1), 59–67.
- Bargmann, I., Rillig, M. C., Buss, W., Kruse, A., Kücke, M. (2013): Hydrochar and Biochar Effects on Germination of Spring Barley. *Journal of Agronomy and Crop Science*.
- Bargmann, I., Rillig, M. C., Kruse, A., Greef, J. M., Kücke, M. (2014b): Initial and subsequent effects of hydrochar amendment on germination and nitrogen uptake of spring barley. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177 (1), 68-74.
- Bargmann, I., Rillig, M. C., Kruse, A., Greef, J. M., Kücke, M. (2014c): Effects of hydrochar application on the dynamics of soluble nitrogen in soils and on plant availability. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177 (1), 48-58.
- Barjenbruch, M. (2008): Klärschlammverwertung aus Sicht der Siedlungswasserwirtschaft - Stellungnahme der DWA 2/2008. TU Berlin, FG Siedlungswasserwirtschaft.
- Barker, J. C., Zublena, J. P., Walls, F. R. (2001): Animal and Poultry Manure: Production & Characterization. North Carolina Cooperative Extension Service. Available online at: http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/manure/awm/program/barker/a&pmp&c/co ver_page_apmp&c.html.
- Barrow, C. J. (2012): Biochar: Potential for countering land degradation and for improving agriculture. *Applied Geography*, 34, 21-28.
- Baur, F., Faßbender, B., Frantzen, J., Speck, M., Springer, M., Trapp, M., Weiler, K., Wern, B., Ziegler, C., Gebhardt, R. (2011): Biomasse-Potenzialanalyse für das Saarland - Der Teilplan Biomasse zum Master-Plan Neue Energie. Saarbrücken.

- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (LfU) (2003): Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Siedlungsabfällen - Abschlussbericht. Augsburg.
- 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 (BBodSchV) 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 (8-9), 2111-2118.
- Becker, R., Dorgerloh, U., Helmis, M., Mumme, J., Diakité, M., Nehls, I. (2013): Hydrothermally carbonized plant materials: patterns of volatile organic compounds detected by gas chromatography. *Bioresource Technology*, 130, 621-628.
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J. L. (2010): Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. *Environmental Pollution*, 158 (6), 2282-2287.
- 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 (12), 3269-3282.
- Bell, M. J., Worrall, F. (2011a): Charcoal addition to soils in NE England: a carbon sink with environmental co-benefits? *Science of the Total Environment*, 409 (9), 1704-1714.
- Berge, N. D., Ro, K. S., Mao, J., Flora, J. R., Chappell, M. A., Bae, S. (2011a): Hydrothermal carbonization of municipal waste streams. *Environmental Science & Technology*, 45 (13), 5696-5703.
- Berglund, L. M., DeLuca, T. H., Zackrisson, O. (2004): Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests., 36 (12), 2067-2073.
- BFW (2009): Lexikon waldschädigende Luftverunreinigungen und Klimawandel. <http://bfw.ac.at/rz/wlv.lexikon?keywin=2324>. Wien: Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft sowie Bundesamt für Wald.
- BGK (2013): Daten aus der RAL-Gütesicherung, Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. Köln, Stand 21.02.2013.
- BGK (2013): Daten der zentralen Auswertungsstelle, Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. Köln (Stand: 21.02.2013).
- Biederman, L. A., Harpole, W. S. (2013): Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB Bioenergy*, 5 (2), 202-214.
- Bieker, H. (2012): Torffreie Landesgartenschau?! - Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes alternativer Ausgangsstoffe für Blumenerden und Kultursubstrate. Neu-Eichenberg: Humus & Erden Kontor GmbH.
- BImSchG (2013): Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 2. Juli 2013 (BGBl. I S. 1943).
- BImSchV (2013): Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen vom 2. Mai 2013 (BGBl. I S. 973, 3756).

- BioAbfV (1998): Bioabfallverordnung vom 21. September 1998, (BGBl. I S. 2955), zuletzt geändert durch Artikel 1 u. Artikel 4 der Verordnung vom 23. April 2012, (BGBl. I S. 611).
- BioAbfV (2013): Bekanntmachung vom 4. April 2013 (BGBl. I S. 658).
- BiomasseV (2001): Biomasseverordnung vom 21. Juni 2001 (BGBl. I S. 1234), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 10 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist.
- 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 (10), 2698-2706.
- Bird, M. I., Moyo, C., Veenendaal, E. M., Lloyd, J., Frost P., (1999): Stability of elemental carbon in a savanna soil. *Global Biogeochemical Cycles*, 13 (4), 923-932.
- Blackwell, P., Krull, E., Butler, G., Herbert, A., Solaiman, Z. (2010): Effect of banded biochar on dryland wheat production and fertiliser use in south-western Australia: an agronomic and economic perspective. *Soil Research*, 48 (7), 531-545.
- Blöhse, D. (2012): Anaerobe Verwertung von HTC-Prozesswässern. In: K. Fricke, C. Bergs, C. Kammann, P. Quicker, R. Wallmann (Hrsg.), Symposium "Biokohle im Blick - Herstellung, Einsatz und Bewertung". Weimar: Orbit e. V., 79-88.
- BMELV (2012): Gemüseanbau in Deutschland im Jahr 2011 (Stand 16. Februar 2012), <http://berichte.bmelv-statistik.de/GBT-0300001-2011.pdf>.
- BMELV (2013a): Anbau, Ertrag und Ernte der Feldfrüchte (Stand 2. Januar 2013), <http://berichte.bmelv-statistik.de/SJT-3072200-0000.pdf>.
- BMELV (2013b): Verbleib von Kompost und Klärschlamm (Stand 13. Februar 2013), <http://berichte.bmelv-statistik.de/SJT-3060620-2010.pdf>.
- BMU und BMELV (2010): Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland – Beitrag der Biomasse für eine nachhaltige Energieversorgung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Berlin: BMU + BMELV.
- 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 (5), 1033-1042.
- Breitschuh, T., Gernand, U. (2010): Humusbilanzierung in landwirtschaftlichen Betrieben. In: S. Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V. (VDLUFA) (Hrsg.), Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden - Einflussfaktoren und deren Auswirkungen.
- Brewer, C. E., Schmidt-Rohr, K., Satrio, J. A., Brown, R. C. (2009): Characterization of biochar from fast pyrolysis and gasification systems. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 28 (3), 386-396.
- Bridgwater, A. (2013): Fast Pyrolysis of Biomass for the Production of Liquids. In: L. Rosendahl (Hrsg.), Biomass Combustion Science, Technology and Engineering. Cambridge: Woodhead Publishing Ltd., 130-171.
- Bridle, T. R., Hammerton, I., Hertle, C. K. (1990): Control of heavy metals and organochlorines using the oil from sludge process.

- Bridle, T. R., Pritchard, D. (2004): Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. *Water Science and Technology*, 50 (9), 169-175.
- Briggs, C. M., Breiner, J. M., Graham, R. C. (2005): Contributions of Pinus Ponderosa Charcoal to Soil Chemical and Physical Properties.
- Brock, C., Hoyer, U., Leithold, G., Hülsbergen, K. J. (2009): Modellbasierte Humusbilanzierung mit HUMOD. In: H. Kage (Hrsg.), *Modellierung des Systems Nutzpflanze-Boden: Herausforderungen des 21. Jahrhunderts ; Kurzfassungen der Beiträge zum Workshop am 26. und 27. Februar 2009 in Kiel*: Göttingen: Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 4, 7-11.
- Brodowski, S. B. (2005): Origin, function, and reactivity of black carbon in the arable soil environment. Diss. Univ. Bonn.
- Brodowski, S., Amelung, W., Haumaier, L., Abetz, C., Zech W., (2005): Morphological and chemical properties of black carbon in physical soil fractions as revealed by scanning electron microscopy and energy-dispersive X-ray spectroscopy. *Geoderma*, 128, 116-129.
- Brodowski, S., Amelung, W., Haumaier, L., Zech, W. (2007): Black carbon contribution to stable humus in German arable soils. *Geoderma*, 139, 220-228.
- Brodowski, S., John, B., Flessa, H., Amelung, W. (2006): Aggregate-occluded black carbon in soil. *European Journal of Soil Science*, 57 (4), 539-546.
- Bruun, E. W., Ambus, P., Egsgaard, H., Hauggaard-Nielsen, H. (2012): Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. *Soil Biology and Biochemistry*, 46, 73-79.
- Bruun, E. W., Hauggaard-Nielsen, H., Ibrahim, N., Egsgaard, H., Ambus, P., Ambus, P. A., Dam-Johansen, K. (2011): Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. *Biomass and Bioenergy*, 35 (3), 1183-1189.
- Bruun, E. W., Müller-Stöver, D., Ambus, P., Hauggaard-Nielsen, H. (2011b): Application of biochar to soil and N₂O emissions: potential effects of blending fast-pyrolysis biochar with anaerobically digested slurry. *European Journal of Soil Science*, 62 (4), 581-589.
- Bruun, S., Jensen, E. S., Jensen, L. S. (2008): Microbial mineralization and assimilation of black carbon: Dependency on degree of thermal alteration. *Organic Geochemistry*, 39 (7), 839-845.
- Bugge, G. (1927): *Industrie der Holzdestillations-Produkte*. (= Technische Fortschrittsberichte, Bd. 15). Dresden: Th. Steinkopff.
- Busch, D., Kammann, C., Grünhage, L., Müller C., (2012): Simple Biototoxicity Tests for Evaluation of Carbonaceous Soil Additives: Establishment and Reproducibility of Four Test Procedures. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1023-1032.
- Busch, D., Stark, A., Kammann, C. I., Glaser B., (2013): Genotoxic and phytotoxic risk assessment of fresh and treated hydrochar from hydrothermal carbonization compared to biochar from pyrolysis. *Ecotoxicology and environmental safety*, 97, 59-66.
- BVerwG (1998): BVerwG, Urt. v. 19.11.98, 7 C 31/97, Rn.13, juris-online.
- BVerwG (2006): Verordnung (EU) Nr. 333/2011 zum Abfallende bei bestimmten Arten von Schrotten (s. Fn. 4).
- BVerwG (2009a): BVerwG Beschl. v. 04.09.2009, 7 B 8/09 (Harzöl), Rn. 10, juris-online.

- BVerwG (2009b): BVerwG, Beschl. v. 04.09.2009, 7 B 8/09 (Harzöl), Rn. 9, juris-online.
- Cantrell, K. B., Hunt, P. G., Uchimiya, M., Novak, J. M., Ro, K. S. (2012): Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresource Technology*, 107, 419-428.
- Cao, X., Ma, L., Gao, B., Harris, W. (2009): Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine. *Environmental Science and Technology*, 43 (9), 3285-3291.
- Cao, X., Ro, K. S., Chappell, M., Li, Y., Mao, J. (2011): Chemical Structures of Swine-Manure Chars Produced under Different Carbonization Conditions Investigated by Advanced Solid-State ¹³C Nuclear Magnetic Resonance (NMR) Spectroscopy. *Energy Fuels*, 25 (1), 388-397.
- Cao, X., Ro, K., Libra, J., Kammann, C., Lima, I., Berge, N., Li, L., Li, Y., Chen, N., Yang, J., Deng, B., Mao, J. (2013): Effects of Biomass Types and Carbonization Conditions on the Chemical Characteristics of Hydrochars. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61 (39), 9401-9411.
- Carus, M., Raschka, A., Piotrowsk, S., Schubert, D., Gerlach, F., Scholz, L., Gahle, C., Schmidt, C., Monte, N., Kupfer, M., Haufe, J., Hermann, B. G., Patel, M., Eibe, S., März, U., Deimling, S., Spielmann, M., Meyer, S., Thöne, M., Korte, H., Huber, T., Müssig, J., Goebels, F. (2010): Entwicklung von Förderinstrumenten für die stoffliche Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen in Deutschland. Volumen, Struktur, Substitutionspotenziale, Konkurrenzsituation und Besonderheiten der stofflichen Nutzung sowie eine Entwicklung von Förderinstrumenten. Hürth: nova-Institut für politische und ökologische Innovation GmbH.
- Case, S. D. C., McNamara, N. P., Reay, D. S., Whitaker, J. (2012): The effect of biochar addition on N₂O and CO₂ emissions from a sandy loam soil - The role of soil aeration. *Soil Biology and Biochemistry*, 51, 125-134.
- Castaldi, S., Riondino, M., Baronti, S., Esposito, F. R., Marzaioli, R., Rutigliano, F. A., Vaccari, F. P., Miglietta, F. (2011): Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes. *Chemosphere*, 85 (9), 1464-1471.
- Chakrabarti, S., Kern, J., Menzel, R., Steinberg, C. E. (2011): Selected Natural Humic Materials Induce and Char Substrates Repress a Gene in *Caenorhabditis Elegans* Homolog to Human Anticancer P53. *Annals of Environmental Science*, 5 (1), 1-6.
- Chan, K. Y., 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*, 46 (5), 437-444.
- Chan, K. Y., Xu, Z. (2009): Biochar: Nutrient Properties and Their Enhancement. In: J. Lehmann, S. Joseph (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*, 67-84.
- Chen, Y. X., Huang, X. D., Han, Z. Y., Huang, X., Hu, B., Shi, D. Z., Wu, W. X. (2010a): Effects of bamboo charcoal and bamboo vinegar on nitrogen conservation and heavy metals immobility during pig manure composting. *Chemosphere*, 78 (9), 1177-1181.
- Chen, Y., Shinogi, Y., Taira, M. (2010b): Influence of biochar use on sugarcane growth, soil parameters, and groundwater quality. *Soil Research*, 48 (7), 526-530.

- Cheng, C. H., Lehmann J.; Engelhard M., Engelhard M., (2008a): Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72 (6), 1598-1610.
- Cheng, C. H., Lehmann, J., Thies, J. E., Burton S., (2008b): Stability of black carbon in soils across a climatic gradient. *Journal of Geophysical Research*, 113.
- Cheng, C. H., Lehmann, J., Thies, J. E., Burton, S. D., Engelhard, M. H. (2006): Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry*, 37 (11), 1477-1488.
- Cleveland, B. T. (1983): The analysis of radioactive decay with a small number of counts by the method of maximum likelihood. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*, 214 (2-3), 451-458.
- Clough, T. J., Bertram, J. E., Ray, J. L., Condon, L. M., O'Callaghan, M., Sherlock, R. R., Wells, N. S. (2010a): Unweathered wood biochar impact on nitrous oxide emissions from a bovine-urine-amended pasture soil. *Soil Science Society of America Journal*, 74 (3), 852-860.
- Clough, T. J., Condon, L. M., Kammann, C., Müller, C. (2013): A Review of Biochar and Soil Nitrogen Dynamics. *Agronomy*, 3 (2), 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 (18), 6881-6895.
- Crini, G. (2006): Non-conventional low-cost adsorbents for dye removal: a review. *Bioresource Technology*, 97 (9), 1061-1085.
- Cross, A., Sohi, S. P. (2011): The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 (10), 2127-2134.
- Cui, H. J., Wang, M. K., Fu, M. L., Ci, E. (2011): Enhancing phosphorus availability in phosphorus-fertilized zones by reducing phosphate adsorbed on ferrihydrite using rice straw-derived biochar. *Journal of Soils and Sediments*, 11 (7), 1135-1141.
- Cutright, T. J., Lee, S. (1994): Quantitative & qualitative analysis of PAH contaminated soil. *Fresenius Environmental Bulletin*, 3 (1), 42-48.
- Czimczik, C. I., Masiello, C. A. (2007): Controls on black carbon storage in soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 21 (3), 1-8.
- Davidson, E. A., Janssens, I. A. (2006b): Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440 (7081), 165-173.
- Davidson, E. A., Samanta, S., Caramori, S. S., Savage, K. (2012a): The Dual Arrhenius and Michaelis-Menten kinetics model for decomposition of soil organic matter at hourly to seasonal time scales. *Global Change Biology*, 18 (1), 371-384.
- Day, D., Evans, R. J., Lee, J. W., Reicosky, D. (2005): Economical CO₂, SO_x, and NO_x capture from fossil-fuel utilization with combined renewable hydrogen production and large-scale carbon sequestration. *Energy*, 30 (14), 2558-2579.
- DBFZ (2010): Leitfaden Biogas - Von der Gewinnung zur Nutzung, Hrsg. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) Güstrow, 5. Auflage 2010, Förderkennzeichen (FKZ) 22005108.

- De Jonge, H., Mittelmeijer-Hazeleger, M. C. (1996): Adsorption of CO₂ and N₂ on soil organic matter: nature of porosity, surface area, and diffusion mechanisms. *Environmental Science and Technology*, 30 (2), 408-413.
- De Pinto, A., Magalhaes, M., Ringler, C. (2010): The potential of carbon markets for small farmers: a literature review. Draft for discussion, March 2010.
- 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 of America Journal*, 74 (4), 1259-1270.
- 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*, 251-270.
- DeLuca, T. H., MacKenzie, M. D., Gundale, M. J., Holben, W. E. (2006): Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (2), 448-453.
- Demirbas, A. (2001): Carbonization ranking of selected biomass for charcoal, liquid and gaseous products. *Energy Conversion and Management*, 42 (10), 1229-1238.
- Dempster, D. N., Gleeson, D., Solaiman, Z., Jones, D., Murphy, D. (2012a): Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with Eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. *Plant and Soil*, 354 (1-2), 311-324.
- Dempster, D. N., Jones D. L.; Murphy D. V., Murphy D. V. (2012b): Organic nitrogen mineralisation in two contrasting agro-ecosystems is unchanged by biochar addition. *Soil Biology and Biochemistry*, 48, 47-50.
- Dempster, D. N., Jones, D. L., Murphy, D. V. (2012c): Clay and biochar amendments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil. *Soil Research*, 50 (3), 216-221.
- Demus, T., Echterhof, T., Pfeifer, H., Schulten, M., Noel, Y., Quicker, P. (2012): Investigations on the use of biogenic residues as a substitute for fossil coal in the EAF steelmaking process. *Proceedings of 10th European Electric Steelmaking Conference*, 25.09.-28.09.12, Graz.
- 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 (1), 13-18.
- Dias, B. O., Silva, C. A., Higashikawa, F. S., Roig, A., Sánchez-Monedero, M. A. (2010): Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. *Bioresource Technology*, 101 (4), 1239-1246.
- Dicke, C., Lanza, G., Mumme, J., Ellerbrock, R., Kern J. (2014). Effect of HTC-char application on trace gas emissions from two sandy soil horizons. *Journal of Environmental Quality*. DOI: 10.2134/jeq2013.12.0513
- Diestel, M. (2011): Hydrothermale Carbonisierung und Landwirtschaft am Beispiel der Artec GmbH. Hydrothermale Carbonisierung - Chancen für die Landwirtschaft? Informationsveranstaltung der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. auf der Internationalen Grünen Woche am 27.01.2011 in Berlin.

- DIN-51731 (1996): Prüfung fester Brennstoffe - Presslinge aus naturbelassenem Holz – Anforderungen und Prüfung. Hrsg. Deutsches Institut für Normung,. Berlin: Beuth-Verlag.
- 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 (1-4), 47-55.
- DirektZahlVerpflV (2004): Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung - DirektZahlVerpflV) vom 4. November 2004, BGBl. I S. 2778), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 3. Januar 2014.
- Dittmer, H. J. (1949): Root hair variations in plant species. *American Journal of Botany*, 36, 152-155.
- Domeyer, K. (2005): An- und Abreicherung von Schwermetallen in der Rhizosphäre und deren Entzug durch landwirtschaftliche Kulturpflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Aspekte einer Phytosanierung. Diss. Univ. Bonn.
- Dondini, M., van Groenigen, K. J., Del Galdo, I., Jones, M. B. (2009): Carbon sequestration under *Miscanthus*: a study of ¹³C distribution in soil aggregates. *GCB Bioenergy*, 1 (5), 321-330.
- Dorn, J. (1999): Untersuchungen zu Einzel- und Kombinationswirkungen von ausgewählten anorganischen und organischen Schadstoffen beim Anbau verschiedener Pflanzenarten auf Rieselfeldboden. Diss. HU Berlin.
- Downie, A., Crosky, A., Munroe, P. (2009): Physical Properties of Biochar. In: J. Lehmann, S. Joseph (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology* (13-29). London ;Sterling, VA: Earthscan.
- Downie, A., Munroe, P., Cowie, A., Van Zwieten, L., Lau, D. M. S. (2012): Biochar as a Geoengineering Climate Solution: Hazard Identification and Risk Management. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42 (3), 225-250.
- 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) 2007 Conference*, 31.
- Doydora, S. A., Cabrera, M. L., Das, K. C., Gaskin, J. W., Sonon, L. S., Miller, W. P. (2011): Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter amended with acidified biochar. *International journal of environmental research and public health*, 8 (5), 1491-1502.
- DüBV (2003): Düngungsbeiratsverordnung (DüBV) vom 28. August 2003.
- DüMV (2012): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV) vom 05.12.2012 (BGBl. I S. 2482).
- DüngG (2009): Düngegesetz, vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54, 136), letzte Änderung durch Artikel 1 des Gesetzes vom 15. März 2012 (BGBl. I S. 481).
- DüngMProbV (2006): Düngemittel-Probenahme- und Analyseverordnung (DüngMProbV) vom 27. Juli 2006.
- DüV (2010): Düngeverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007, (BGBl. I S. 221), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012, (BGBl. I S. 212).

- Dumroese, R. K., Heiskanen, J., Englund, K., Tervahauta, A. (2011): Pelleted biochar: Chemical and physical properties show potential use as a substrate in container nurseries. *Biomass and Bioenergy*, 35 (5), 2018-2027.
- Dunst, G. (2012): Die Anwendung von Pflanzenkohle in der Ökoregion Kaindorf (Österreich). In: K. Fricke, C. Bergs, C. Kammann, P. Quicker, R. Wallmann (Hrsg.), Symposium "Biokohle im Blick - Herstellung, Einsatz und Bewertung" (187-194). Weimar: Orbit e. V.
- DWA (2008): Organische Schadstoffe in Klärschlämmen und anderen Düngemitteln. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- Eberhard, G., Odening, M., Lotze-Campen, H., Erlach, B., Rolonski, S., Rothe, P., Wirth, B. (2011): Rentabilität der Hydrothermalen Karbonisierung unter besonderer Berücksichtigung von Transportkosten. *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft*, 89, 400-425.
- Edwards, C. A. (2004): *Earthworm ecology*. Boca Raton, Fla: CRC Press.
- EEG (2012): Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz - EEG), Konsolidierte (unverbindliche) Fassung des Gesetzestextes in der ab 1. Januar 2012 geltenden Fassung.
- EG-DüMV (2003): Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über Düngemittel, (Abl. L 304 vom 21.11.2003, S. 1), zuletzt geändert durch Verordnung (EG) Nr. 223/2012 der Kommission vom 14. März 2012, (Abl. L 75 vom 15.03.20).
- Elad, Y., David, D. R., Harel, Y. M., Borenshtein, M., Kalifa, H. B., Silber, A., Graber, E. R. (2010): Induction of systemic resistance in plants by biochar, a soil-applied carbon sequestering agent. *Phytopathology*, 100 (9), 913-921.
- Elmer, W. H., Pignatello, J. J. (2011): Effect of biochar amendments on mycorrhizal associations and Fusarium crown and root rot of asparagus in replant soils. *Plant Disease*, 95 (8), 960-966.
- Embert, G. (2012): Kompost und Gärprodukte schon bald EG-Düngemittel? Humustag der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. am 29. November 2012 in Dresden.
- Engels, C., Reinhold, J., Ebertseder, T., Heyn, J. (2010): Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden - Einflussfaktoren und deren Auswirkungen, Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V. (VDLUFA) Speyer, Schlussbericht A.-Z.: 514-06.01-2808HS016.
- Enquête-Kommission (1994): Die Industriegesellschaft gestalten - Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Bericht der Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft. Bonn.
- Ernsting, A., Smolker, R., Paul, H. (2011): Biochar and carbon markets. *Biofuels*, 2 (1), 9-12.
- EU-Richtlinie 2009/28/EG (2009): Amtsblatt der Europäischen Union L 140 vom 05.06.2009. 16-62).
- EU-VO (2011): Verordnung (EU) Nr. 333/2011 des Rates mit Kriterien zur Festlegung, wann bestimmte Arten von Schrott gemäß der Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates nicht mehr als Abfall anzusehen sind.
- EuGH (2000): EuGH, Urt. v. 15.6.00, C-818/97, Rn. 94, juris-online.
- EuGH (2001): EuGH, Beschl. v. 15.01.2001, C-235/02 (Saetti), Rn. 37, 38, juris-online.

- EuGH (2002a): EuGH, Urt. v. 18.4.02, C-9/00, Rn. 46, juris-online.
- EuGH (2002b): EuGH, Urt. v. 18.04.2002, C-9/99 (Palin Granit), Rn. 33, 35, 36, juris-online.
- Europäisches Parlament; Europäischer Rat (2009): Richtlinie 2009/28/EG. Amtsblatt der Europäischen Union.
- Fabbri, D., Rombolà, A. G., Torri, C., Spokas, K. A. (2012a): Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in biochar and biochar amended soil. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*.
- Falco, C., Baccile, N., Titirici, M. M. (2011a): Morphological and structural differences between glucose, cellulose and lignocellulosic biomass derived hydrothermal carbons. *Green Chemistry*, 13 (11), 3273-3281.
- Falco, C., Caballero, F. P., Babonneau, F., Gervais, C., Laurent, G., Titirici, M. M., Baccile, N. (2011b): Hydrothermal Carbon from Biomass: Structural Differences between Hydrothermal and Pyrolyzed Carbons via ¹³C Solid State NMR. *Langmuir*, 27 (23), 14460-14471.
- Fehrenbach, H. (2006): Ökologische Bewertung der Klärschlamm Entsorgung, Aktualisierung und Erweiterung bisheriger Studien, Symposium Klärschlamm Entsorgung, Veranstaltung des ISA an der RWTH Aachen und des Ministeriums für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucher.
- Fellet, G., Marchiol, L., Vedove, G. D., Peressotti, A. (2011): Application of biochar on mine tailings: Effects and perspectives for land reclamation. *Chemosphere*, 83 (9), 1262-1267.
- Fernicola, V. C., Rosso, L., Galleano, R., Sun, T., Zhang, Z. Y., Grattan, K. T. V. (2000): Investigations on exponential lifetime measurements for fluorescence thermometry. *Review of Scientific Instruments*, 71 (7), 2938-2943.
- Field, J. L., Keske, C. M., Birch, G. L., DeFoort, M. W., Cotrufo, F. M. (2013): Distributed biochar and bioenergy coproduction: a regionally specific case study of environmental benefits and economic impacts. *GCB Bioenergy*, 5 (2), 177-191.
- Finck, A. (1992): Dünger und Düngung. Weinheim [u.a.]: Wiley-VCH.
- Fischer, D., Glaser, B. (2012): Synergisms between Compost and Biochar for Sustainable Soil Amelioration. In: S. Kumar, A. Bharti (Hrsg.), *Management of Organic Waste*. InTech, Rijeka, Croatia, 167-198.
- FNR (2000): Leitfaden Bioenergie - Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen. Gülzow: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- Fohl, J., Lugscheider, W., Wallner, F. (1987): Entfernen von Wasser aus der Braunkohle – Teil 2 – Thermische Entwässerungsverfahren. *Braunkohle*, 39 (4), 78-87.
- Foth, H., Faulstich, M., Haaren, C., Jänicke, M., Koch, H., Michaelis, P., Ott, K. (2007): *Klimaschutz durch Biomasse*. Berlin: Schmidt.
- Fragmann, H., Barkowski, G. (2006): Klärschlammbelastungen mit organischen Schadstoffen - Ergebnisse der landesweiten Untersuchungen in Nordrhein-Westfalen, Perspektiven der Klärschlammverwertung, Expertentagung am 6. und 7. Dezember im Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktor.
- Franko, U. (1997): Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 41 (6), 527-547.

- Franko, U. (2013): Modellierung der Humusdynamik – Probleme und Lösungswege. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) (Hrsg.), Fachtagung "Pflanzenbauliche Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen" am 20.03. - 21.03.2013 im Umweltforum, Berlin.
- Franko, U., Crocker, G. J., Grace, P. R., Klir, J., Körschens, M., Poulton, P. R., Richter, D. D. (1997): Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the CANDY model. *Geoderma*, 81 (1), 109-120.
- Freddo, A., Cai, C., Reid, B. J. (2012): Environmental contextualisation of potential toxic elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in biochar. *Environmental Pollution*, 171, 18-24.
- Fritsch, F. (2007): Die neue Düngeverordnung: Hinweise für den Landwirt. KTBL-Heft 64.
- Fritsche, U. R., Dehoust, G., Jenseit, W., Hünecke, K., Rausch, L., Schüler, D., Wiegemann, K., Heinz, A., Hiebel, M., Ising, M., Kabasci, S., Unger, C., Thrän, D., Fröhlich, N., Scholwin, F., Reinhardt, G., Gärtner, S., Patyk, A., Baur, F., Bemann, U., Groß, B., Heib, M., Ziegler, C., Flake, M., Schmehl, M., Simon, S. (2004): Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse. Verbundprojekt gefördert vom BMU im Rahmen des ZIP, Projektträger: FZ Jülich. Endbericht. Darmstadt, Berlin, Oberhausen, Leipzig, Heidelberg, Saarbrücken, Braunschweig, München.
- 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 (7), 618-626.
- Funke, A. (2012): Hydrothermale Verfahren (HTC, VTC) in der energetischen Verwertungskette. In: K. Fricke, C. Bergs, C. Kammann, (Hrsg.), Symposium "Biokohle im Blick - Herstellung, Einsatz und Bewertung". Weimar: Orbit e. V., 35-44.
- Funke, A., Reeb, F., Kruse, A. (2013): Experimental comparison of hydrothermal and vapothermal carbonization. *Fuel Processing Technology*, 115, 261-269.
- Funke, A., Ziegler, F. (2010): Hydrothermal carbonization of biomass: A summary and discussion of chemical mechanisms for process engineering. *Biofuels, bioproducts and biorefining*, 4 (2), 160-177.
- Gaida, B., Schüttmann, I., Zorn, H., Mahro, B. (2012): Bestandsaufnahme zum biogenen Reststoffpotential der deutschen Lebensmittel- und Biotechnik-Industrie.
- Gajic, A., Koch, H. J. (2012): Sugar Beet (*Beta vulgaris* L.) Growth Reduction Caused by Hydrochar Is Related to Nitrogen Supply. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1067-1075.
- Gajic, A., Koch, H. J., Märländer, B. (2011): HTC-biochar as a soil conditioner - first results from a field trial with sugar beet. *Zuckerindustrie*, 136 (12), 791-799.
- Gajic, A., Ramke, H. G., Hendricks, A., Koch, H. J. (2012): Microcosm study on the decomposability of hydrochars in a Cambisol. *Biomass and Bioenergy*, 47, 250-259.
- Gaskin, J. W., Speir, R. A., Harris, K., Das, K. C., Lee, R. D., Morris, L. A., Fisher, D. S. (2010): Effect of Peanut Hull and Pine Chip Biochar on Soil Nutrients, Corn Nutrient Status, and Yield. *Agronomy Journal*, 102 (2), 623-633.

- Gaskin, J. W., Steiner, C., Harris, K., Das, K. C., Bibens, B. (2008): Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 51 (6), 2061-2069.
- Gaßner, H.; Groth, K.-M.; Siederer, W. (2012): Rechtliche Einordnung der Biokohle, 73. Symposium des ANS e. V., Berlin, 19. und 20. September 2012.
- Gaunt, J. L., Lehmann J., (2008): Energy Balance and Emissions Associated with Biochar Sequestration and Pyrolysis Bioenergy Production. *Environmental Science and Technology*, 42 (11), 4152-4158.
- Gaunt, J., Cowie, A. (2009): Biochar, greenhouse gas accounting and emissions trading. In: J. Lehmann, S. Joseph (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*. London; Sterling, VA: Earthscan, 317-340.
- Gehrt, E., Geschwinde, M., Schmidt, M. W. I. (2002): Neolithikum, Feuer und Tschernosem-oder: was haben die Linienbandkeramiker mit der Schwarzerde zu tun? *Archäologisches Korrespondenzblatt*, 32 (1), 21-30.
- George, C., Wagner, M., Kücke, M., Rillig, M. C. (2012): Divergent consequences of hydrochar in the plant-soil system: Arbuscular mycorrhiza, nodulation, plant growth and soil aggregation effects. *Applied Soil Ecology*, 59, 68-72.
- Gerlach, A. (2012): Pflanzenkohle in der Rinderhaltung. *Ithaka-Journal*, 1, 80-84.
- Gerlach, H., Schmidt, H. P. (2012): Pflanzenkohle in der Geflügelhaltung. *Ithaka-Journal*, 1, 26-28.
- Glaser, B. (2005): Compound-specific stable-isotope ($\delta^{13}C$) analysis in soil science. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168 (5), 633-648.
- Glaser, B., Amelung, W. (2003): Pyrogenic carbon in native grassland soils along a climosequence in North America. *Global Biogeochemical Cycles*, 17 (2), 1064.
- 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 (7), 669-678.
- Glaser, B., Birk, J. (2012): State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82, 39-51.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W. (1998): Black carbon in soils: the use of benzenecarboxylic acids as specific markers. *Organic geochemistry*, 29 (4), 811-819.
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, W. (2001): The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, 88 (1), 37-41.
- Glaser, B., Kammann, C. (2013): Wechselwirkungen von Kompost und Pflanzenkohle: Möglichkeiten und Grenzen von Terra Preta-Ähnlichen Produkten. In: K. Fricke, C. Kammann, R. Wallmann, D. Fischer, J. M. Rödger, F. Schwarz (Hrsg.), *Abfallwirtschaft meets Biochar - Perspektiven für den Klimaschutz?*. Weimar: Orbit e.V., 135-148.
- Glaser, B., Kammann, C., Kern, J. (2012): Biochar Research and Technology in Europe - State of the Art. In: K. Fricke, C. Bergs, C. Kammann, Europe - State of the Art (Hrsg.), *Symposium "Biokohle im Blick - Herstellung, Einsatz und Bewertung"*. Weimar: Orbit e. V., 11-20.

- Glaser, B., Knorr, K. H. (2008): Isotopic evidence for condensed aromatics from non-pyrogenic sources in soils—implications for current methods for quantifying soil black carbon. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 22 (7), 935-942.
- Glaser, B., Lehmann, J., Steiner, C., Nehls, T., Yousaf, M., Zech, W. (2002b): Potential of Pyrolyzed Organic Matter in Soil Amelioration. 12th ISCO Conference Beijing 2002, 421-427.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W. (2002a): Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biology and Fertility of Soils*, 35, 219-230.
- Gleixner, G. (2012): Soil organic matter dynamics: a biological perspective derived from the use of compound-specific isotopes studies. *Ecological Research*, 1-13.
- Gomez-Eyles, J. L., Sizmur, T., Collins, C. D., Hodson, 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, 616-622.
- Gordillo, G., Annamalai, K., Carlin, N. (2009): Adiabatic fixed-bed gasification of coal, dairy biomass, and feedlot biomass using an air-steam mixture as an oxidizing agent. *Renewable Energy*, 34 (12), 2789-2797.
- Graber, E. R., Harel, Y. M., Kolton, M., Cytryn, E., Silber, A., David, D. R., Tsechansky, L., Borenshtein, M., Elad, Y. (2010): Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. *Plant and Soil*, 337 (1-2), 481-496.
- Graber, E. R., Tsechansky, L., Gerstl, B., Lew, B. (2012): High surface area biochar negatively impacts herbicide efficacy. *Plant and Soil*, 353 (1-2), 95-106.
- Granatstein, D., Kruger, C. (2009): Use of Biochar from the Pyrolysis of Waste Organic Material as a Soil Amendment. FINAL REPORT. Center for Sustaining Agriculture and Natural Resources, Washington State University.
- Grundmann, G., Klaus, H., Pierr, H., Brozio, S., Zeidler, M. (2011): Regionale Potenzialanalyse - Biomasse als Energierohstoff in regionalen Wirtschaftskreisläufen in der Region Havelland-Fläming.
- Güereña, D., Lehmann, J., Hanley, K., Enders, A., Hyland, C., Riha, S. (2012): Nitrogen dynamics following field application of biochar in a temperate North American maize-based production system. *Plant and Soil*, 365 (1-2), 239-254.
- Gundale, M. J., DeLuca, T. H. (2006): Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 231, 86-93.
- Gutser, R., Ebertseder, T. (2002): Grundlagen zur Nährstoff- und Sonderwirkung sowie zu optimalen Einsatzstrategien von Komposten im Freiland. In: Zentralverband Gartenbau e.V. (Hrsg.), *Handbuch Kompost im Gartenbau*, 47-71.
- Haensler, J. (2003): Phytoremediation schwermetallbelasteter Böden durch einjährige Pflanzen in Einzel- und Mischkultur.
- Hale, S. E., Lehmann, J., Rutherford, D., Zimmerman, A. R., Bachmann, R. T., Shitumbanuma, V., O'Toole, A., Sundqvist, K. L., Arp, H. P., Cornelissen, G. (2012): Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars. *Environmental Science and Technology*, 46 (5), 2830-2838.

- Hall, P., Selinger, B. (1981): Better estimates of exponential decay parameters. *The Journal of Physical Chemistry*, 85 (20), 2941-2946.
- Hamer, U., Marschner, B., Brodowski, S., Amelung, W. (2004): Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. *Organic Geochemistry*, 35 (7), 823-830.
- Hammes, K., Schmidt, M. W. I. (2009): Changes of biochar in soil. In: S. Joseph, J. Lehmann (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*. London ;Sterling, VA: Earthscan, 169-181.
- Harel, Y. M., Elad, Y., Rav-David, D., Borenstein, M., Shulchani, R., Lew, B., Graber, E. R. (2012): Biochar mediates systemic response of strawberry to foliar fungal pathogens. *Plant and Soil*, 357 (1-2), 245-257.
- Hartmann, G. (2012): Rahmenbedingungen und Kriterien für den Einsatz von Biokohle in Kalk- und Zementwerken. In: K. Fricke, C. Bergs, C. Kammann, P. Quicker, R. Wallmann (Hrsg.), *Symposium "Biokohle im Blick - Herstellung, Einsatz und Bewertung"*: Weimar: Orbit e. V., 59-68.
- Hartmann, H., Kaltschmitt, M. (2002): *Biomasse als erneuerbarer Energieträger: eine technische, ökologische und ökonomische Analyse im Kontext der übrigen erneuerbaren Energien*. Münster: Landwirtschaftsverlag.
- Harvey, O. R., Herbert, B. E., Rhue, R. D., Kuo, L. J. (2011): Metal interactions at the biochar-water interface: Energetics and structure-sorption relationships elucidated by flow adsorption microcalorimetry. *Environmental Science and Technology*, 45 (13), 5550-5556.
- Hass, A., Gonzalez, J. M., Lima, I. M., Godwin, H. W., Halvorson, J. J., Boyer, D. G. (2012): Chicken Manure Biochar as Liming and Nutrient Source for Acid Appalachian Soil. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1096-1106.
- Heck, P., Gebhard, R., Speiser, I., Wern, B. (2005): Abschlussbericht einer Akteurs- und Potenzialanalyse zur Ermittlung der vorhandenen Biomasse als Grundlage einer Strategie zur Nutzung von Bioenergie im Westerwaldkreis, Schwerpunkt „Leader + Gebiet“ unter besonderer Berücksichtigung der Eignung des Industriegebietes Hahner Stock als Biomassehof.
- Heck, P., Hoffmann, D., Wern, B. (2010): Studie zur Weiterentwicklung der energetischen Verwertung von Biomasse in Rheinland-Pfalz. Institut für Angewandtes Stoffstrommanagement (IfaS), Birkenfeld. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz.
- Heilmann, S. M., Davis, H. T., Jader, L. R., Lefebvre, P. A., Sadowsky, M. J., Schendel, F. J., von Keitz, M. G., Valentas, K. J. (2010): Hydrothermal carbonization of microalgae. *Biomass and Bioenergy*, 34 (6), 875-882.
- Hendricks, A., Ramke, H. (2011): Rezyklierung organischer Abfälle nach Hydrothormaler Carbonisierung (HTC) auf landwirtschaftlichen Flächen zur Bodenverbesserung und C-Sequestrierung Teilprojekt 1: Inputmaterialien, HTC-Materialkennwerte, HTC-Prozessführung. Hochschule Ostwestfalen-Lippe, Standort Höxter.
- Higman, C., Burgt, M. v. d. (2008): *Gasification*. Amsterdam [u.a.]: Elsevier/GPP, Gulf Professional Publ.
- Hilber, I., Blum, F., Leifeld, J., Schmidt, H. P., Bucheli, T. D. (2012b): Quantitative Determination of PAHs in Biochar: A Prerequisite To Ensure Its Quality and Safe Application. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60 (12), 3042-3050.

- Hilber, I., Blum, F., Schmidt, H., Hale, S., Cornelissen, G., Bürge, D., Bucheli, T. D. (2012c): Biochar: Contaminant source or sink? 73. Symposium des ANS e. V., Berlin, 19. und 20. September 2012.
- Hilber, I., Bucheli, T. (2010): Activated carbon amendment to remediate contaminated sediments and soils: A review. *Global NEST Journal*, 12 (3), 305-317.
- Hiller, H., Reimert, R., Marschner, F., Renner, H., Boll, W., Supp, E., Brejc, M., Liebner, W., Schaub, G., Hochgesand, G., Higman, C., Kalteier, P., Müller, W., Kriebel, M., Schlichting, H., Tanz, H., Stöner, H., Klein, H., Hildebrand, W., Gronemann, V., Zwiefelhofer, U., Albrecht, J., Cowper, C. J., Driesen, H. (2000): *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- 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 (3), 332-342.
- Hilscher, A., Knicker, H. (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 (1), 42-54.
- Hockaday, W. C., Grannas, A. M., Kim, S., Hatcher P. G., (2007): The transformation and mobility of charcoal in a fire-impacted watershed. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71 (14), 3432-3445.
- Hockaday, W. C., Grannas, A. M., Kim, S., Hatcher, P. G. (2006): Direct molecular evidence for the degradation and mobility of black carbon in soils from ultrahigh-resolution mass spectral analysis of dissolved organic matter from a fire-impacted forest soil. *Organic Geochemistry*, 37 (4), 501-510.
- Höper, H. (2011): Zur Klimawirkung des Torfabbaus, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Vortrag auf der Jahrestagung der DGMT in Meppen, 15.-17.09.2011.
- Hofbauer, H., Kaltschmitt, M., Nussbaumer, T. (2009): Thermo-chemische Umwandlungsprozesse. In: M. Kaltschmitt, H. Hartmann, H. Hofbauer (Hrsg.), *Energie aus Biomasse - Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Heidelberg: Springer, 375-407.
- Hofmeister, S. (1989): *Stoff- und Energiebilanzen*. Berlin: Techn. Univ., Univ.-Bibliothek, Abt. Publ.
- Holinger AG Bern (2011): *Variantenstudium Klärschlamm Entsorgung Kanton Graubünden*.
- Hornung, A. (2013): Intermediate Pyrolysis of Biomass. In: L. Rosendahl (Hrsg.), *Biomass Combustion Science, Technology and Engineering* (172-186). Cambridge: Woodhead Publishing Ltd.
- Hossain, M. K., Strezov, V., Chan, K. Y., Ziolkowski, A., Nelson P. F., (2011): Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management*, 92 (1), 223-228.
- Hua, L., Chen, Y., Wu, W. (2012): Impacts upon soil quality and plant growth of bamboo charcoal addition to composted sludge. *Environmental Technology*, 33 (1), 61-68.
- 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 (1), 1-9.
- Hülsbergen, K. J. (2003): *Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme*. Aachen: Shaker.

- IE Leipzig (2005): Analyse und Bewertung der Nutzungsmöglichkeiten von Biomasse. Band 2: Biomassepotenziale in Deutschland, Nutzungstechniken und ökonomisch-ökologische Bewertung ausgewählter Nutzungspfade.
- INTECUS GmbH (2012): Biomassepotenzialstudie Sachsen-Anhalt – Biogene Stoffe und Abfälle in ausgewählten Wirtschaftszweigen. Magdeburg: Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt.
- International Biochar Initiative (IBI) (2012a): Biochar Protocol for Carbon Market - Biochar Carbon Stability Test. <http://www.biochar-international.org/protocol>.
- International Biochar Initiative (IBI) (2012b): IBI Policy Objectives. <http://www.biochar-international.org/policy>.
- International Biochar Initiative (IBI) (2012c): Standardized Product Definition and Product Testing Guidelines for Biochar that is used in Soil. http://www.biochar-international.org/sites/default/files/IBI_Biochar_Standards_V1.1.pdf.
- Inthapanya, S., Preston, T. R., Leng, R. A. (2012): Biochar increases biogas production in a batch digester charged with cattle manure. *Livestock Research for Rural Development*, 24 (12).
- Ippolito, J. A., Laird, D. A., Busscher, W. J. (2012a): Environmental Benefits of Biochar. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 967-972.
- IVG (2012): Torf in Blumenerden und Kultursubstraten: unerlässlich für den Gartenbau oder eine Gefahr für Moore? *Industrieverband Garten e.V., Fachabteilung Substrate, Erden, Ausgangsstoffe, Ratingen*.
- Jandl, G., Eckhardt, K. U., Bargmann, I., Kücke, M., Greef, J. M., Knicker, H., Leinweber, P. (2012): Hydrothermal Carbonization of Biomass Residues: Mass Spectrometric Characterization for Ecological Effects in the Soil-Plant System. *Journal of Environmental Quality*, 42 (1), 199-207.
- Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., van der Velde M., Bastos, Bastos, A. C. (2011): A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144 (1), 175-187.
- Jones, D. L., Murphy, D. V., Khalid, M., Ahmad, W., Edwards-Jones, G., DeLuca, T. H. (2011b): Short-term biochar-induced increase in soil CO₂ release is both biotically and abiotically mediated. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 (8), 1723-1731.
- Kaltschmitt, M., Streicher, W. (2009): *Energie aus Biomasse. Regenerative Energien in Österreich (339-532)*. Wiesbaden: Vieweg + Teubner.
- Kameyama, K., Miyamoto, T., Shiono, T., Shinogi, Y. (2012): Influence of Sugarcane Bagasse-derived Biochar Application on Nitrate Leaching in Calcaric Dark Red Soil. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1131-1137.
- Kammann, C. (2012): Treibhausgasemissionen und Stickstoffumsetzungsprozesse in Pflanzenkohle-Böden. In: K. Fricke, C. Bergs, C. Kammann, (Hrsg.), *Symposium "Biokohle im Blick - Herstellung, Einsatz und Bewertung"*. Weimar: Orbit e. V., 97-110.
- Kammann, C., Grünhage, L., Busch, D., Müller, C., Dröger, G., Hanewald, K., Schmid, T. (2010a): *Biokohle: Ein Weg zur dauerhaften Kohlenstoff-Sequestrierung?*

- Kammann, C., Kühnel, Y., von Bredow, C., Gößling, J. (2010b): C-Sequestrierungspotential und Eignung von Torfersatzstoffen, hergestellt aus Produkten der Landschaftspflege und Biochar.
- Kammann, C., Linsel, S., Gößling, J., Koyro, H. (2011): Influence of biochar on drought tolerance of *Chenopodium quinoa* Willd and on soil-plant relations. *Plant and Soil*, 345 (1-2), 195-210.
- Kammann, C., Ratering, S., Eckhard, C., Müller, C. (2012): Biochar and Hydrochar Effects on Greenhouse Gas (Carbon Dioxide, Nitrous Oxide, and Methane) Fluxes from Soils. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1052-1066.
- Karagöz, S., Bhaskar, T., Muto, A. S. Y., Uddin, M. A. (2004a): Low-temperature hydrothermal treatment of biomass: effect of reaction parameters on products and boiling point distributions. *Energy & Fuels*, 18 (1), 234-241.
- Karagöz, S., Bhaskar, T., Muto, A., Sakata, Y., Oshiki, T., Kishimoto, T. (2005): Low-temperature catalytic hydrothermal treatment of wood biomass: analysis of liquid products. *Chemical Engineering Journal*, 108 (1), 127-137.
- Karayildirim, T., Sinag, A., Kruse, A. (2008): Char and Coke Formation as Unwanted Side Reaction of the Hydrothermal Biomass Gasification. *Chemical Engineering & Technology*, 31 (11), 1561-1568.
- 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 & Environment*, 140 (1-2), 309-313.
- Kaupenjohann, M. (2012): Bodenfruchtbarkeit erkennen, erhalten und vermehren: Stand des Wissens und Perspektiven. In: C. Pekrun, M. Wachendorf, T. Müller, J. Utermann, A. Düker (Hrsg.), *Bodenfruchtbarkeit - Bedeutung und Bestimmung in Pflanzenbau und Bodenkunde (1-4)*. Halm, Göttingen: Verlag Liddy.
- Keiluweit, M., Kleber, M., Sparrow, M. A., Simoneit, B. R., Prah, F. G. (2012): Solvent-extractable polycyclic aromatic hydrocarbons in biochar: influence of pyrolysis temperature and feedstock. *Environmental Science & Technology*, 46 (17), 9333-9341.
- Khodadad, C. L. M., 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 (2), 358-392.
- Kimetu, J. M., Lehmann, J., Ngoze, S., Mugendi, D., Kinyangi, J., Riha, S., Verchot, L., Recha, J., Pell A., (2008): Reversibility of Soil Productivity Decline with Organic Matter of Differing Quality Along a Degradation Gradient. *Ecosystems*, 11 (5), 726-739.
- Kindler, R., Siemens, J., Kaiser, K., Walmsley, D. C., Bernhofer, C., Buchmann, N., Cellier, P., Eugster, W., Gleixner, G., Grunwald, T., Heim, A., Ibrom, A., Jones, S. K., Jones, M., Klumpp, K., Kutsch, W., Steenberg L., K., Lehuger, S., Loubet, B., McKenzie, R., Moors, E., Osborne, B., Pilegaard, K. R. C., Saunders, M., Schmidt, M. W. I., Schrupf, M., Seyfferth, J., Skiba, U., Soussana, J., Sutton, M. A., Tefs, C., Vowinkel, B., Zeeman, M. J., Kaupenjohann, M. (2011): Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem carbon balance. *Global Change Biology*, 17 (2), 1167-1185.
- Kluge, R., Wagner, W., Mokry, M., Dederer, M., Messner, J. (2008): Inhaltsstoffe von Gärprodukten und Möglichkeiten zu ihrer geordneten pflanzenbaulichen Verwertung. Projektbericht.

- Knappe, F., Böß, A., Fehrenbach, H., Giegrich, J., Vogt, R., Dehoust, G., Schüler, D., Wiegmann, K., Fritsche, U. (2007): Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. Berlin: Umweltbundesamt.
- Knappe, F., Vogt, R., Lazar, S., Höke, S. (2012): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. Berlin: Umweltbundesamt.
- Knicker, H. (2007): How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85 (1), 91-118.
- Knicker, H. (2011a): Pyrogenic organic matter in soil: Its origin and occurrence, its chemistry and survival in soil environments. *Quaternary International*, 243 (2), 251-263.
- Knicker, H. (2011b): Solid state CPMAS ¹³C and ¹⁵N NMR spectroscopy in organic geochemistry and how spin dynamics can either aggravate or improve spectra interpretation. *Organic Geochemistry*, 42 (8), 867-890.
- Knicker, H., Almendros, G., González-Vila, F. J., González-Pérez, J. A., Polvillo, O. (2006): haracteristic alterations of quantity and quality of soil organic matter caused by forest fires in continental Mediterranean ecosystems: a solid-state ¹³C NMR study. *European Journal of Soil Science*, 57 (4), 558-569.
- Knoepp, J. D., DeBano, L. F., Neary, D. G. (2005): Soil Chemistry. RMRS-GTR 42-4, US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT.
- Knudsen, J. N., Jensen, P. A., Lin, W., Frandsen, F. J., Dam-Johansen, K. (2004): Sulfur transformations during thermal conversion of herbaceous biomass. *Energy & Fuels*, 18 (13), 810-819.
- Kodama, N., Ferrio, J. P., Brüggemann, N., Gessler, A. (2010): Short-term dynamics of the carbon isotope composition of CO₂ emitted from a wheat agroecosystem—physiological and environmental controls. *Plant Biology*, 13 (1), 115-125.
- Koelmans, A. A., Jonker, M. T., Cornelissen, G., Bucheli, T., Van Noort, P. C., Gustafsson, O. (2006): Black carbon: The reverse of its dark side. *Chemosphere*, 63 (3), 365-377.
- Kördel, W., Herrchen, M., Müller, J., Kratz, S., Fleckenstein, J., Schnug, E., Saring, U., Thomas, J., Haamann, H., Reinhold, J. (2007): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung. Dessau: Umweltbundesamt.
- Körschens, M., Albert, E., Armbruster, M., Barkusky, D., Baumecker, M., Behle-Schalk, L., Bischoff, R., Cergan, Z., Ellmer, F., Herbst, F., Hoffmann, S., Hofmann, B., Kismanyoky, T., Kubat, J., Kunzova, E., Lopez-Fando, C., Merbach, I., Merbach, W., Pardor, M. T., Rogasik, J.; Rühlmann, Rühlmann, J., Spiegel, H., Schulz, E., Tajnsek, A., Toth, Z., Wegener, H., Zorn, W. (2013): Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 58 (9), 1017-1040.
- Körschens, M., Rogasik, J., Schulz, E., Böning, H., Eich, D., Ellerbrock, R., Franko, U., Hülsbergen, K., Köppen, D., Kolbe, H., Leithol, G., Merbach, I., Peschke, H., Prystav, W., Reinhold, J., Zimmer, J. (2004): Standpunkt Humusbilanzierung, Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Bonn: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten.
- Kolb, S. E., Fermanich, K. J., Dornbush, M. E. (2009): Effect of Charcoal Quantity on Microbial Biomass and Activity in Temperate Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 73 (4), 1173-1181.

- Kolbe, H. (2008): Einfache Verfahren zur Berechnung der Humusbilanz für konventionelle und ökologische Anbaubedingungen., Leipzig: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Pflanzliche Erzeugung.
- 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 (14), 4924-4930.
- Kopp-Assenmacher, S. (2012): Das neue Kreislaufwirtschaftsgesetz - Nebenprodukte und Ende der Abfalleigenschaft. In: Thomé-Kozmiensky K. J.; Versteyl, A. Versteyl, S. Thiel, W. Rotard, M. Appel (Hrsg.), Immissionsschutz - Aktuelle Entwicklungen im anlagenbezogenen Planungsprozess und Immissionsschutz. Neuruppin: TK Verlag Karl Thome-Kozmiensky, 3, 33-44.
- Kosmol, J., Kanthak, J., Herrmann, F., Golde, M., Alsleben, C., Penn-Bressel, G., Schmitz, S., Gromke, U. (2012): Glossar zum Ressourcenschutz. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Kranert, M., Gottschall, R., Bruns, C., Hafner, G., Schiere, O., Seibel, C. (2008): Grünabfälle - besser kompostieren oder energetisch verwerten? - Vergleich unter den Aspekten der CO₂-Bilanz und der Torfsubstitution. Köln: Entsorgungsgemeinschaft der deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. (EdDE).
- Krauß, P. (1995): Bioabfallkompostierung IV - Eintragungspfade von Schadstoffen in Komposte. Stuttgart: Umweltministerium Baden-Württemberg.
- Krieger, A. E., Böttcher, J., Dotterweich, M. (2011): Großtechnische Erzeugung und Nutzung von Terra Preta. In: K. Fricke, C. Bergs, N. Dichtl, R. Wallmann (Hrsg.), Biokohle - Klimarettter oder Mogelpackung? - Risiken und Chancen für die Abfallwirtschaft = Biochar - Climate Savior or Bluff Package?. Weimar: Orbit e. V., 135-139.
- Krull, E. S., Swanston, C. W., Skjemstad, J. O., McGowan, J. A. (2006): Importance of charcoal in determining the age and chemistry of organic carbon in surface soils. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* (2005-2012), 111 (G4).
- Kruse, A., Funke, A., Titirici, M. M. (2013): Hydrothermal conversion of biomass to fuels and energetic materials. *Current Opinion in Chemical Biology*, 17 (3), 515-521.
- KrWG (2012): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz, KrWG) vom 24.02.2012; verabschiedet als Art. 1 des Gesetzes zur Neuordnung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallrecht.
- Kuka, K. (2005): Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes in Ackerböden auf der Grundlage bodenstrukturabhängiger Umsatzprozesse.
- Kumar, S., Jain, M. C., Chhonkar, P. K. (1987): A note on stimulation of biogas production from cattle dung by addition of charcoal. *Biological Wastes*, 20 (3), 209-215.
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., Xu, X. (2009): Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (2), 210-219.
- Kuzyakov, Y., Bogomolova, I., Glaser, B. (2014): Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 70, 229-236.

- Laird, D. A., Chappell, M., Martens, D., Wershaw, R., Thompson, M. (2008): Distinguishing black carbon from biogenic humic substances in soil clay fractions. *Geoderma*, 143 (1-2), 115-122.
- 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 (3-4), 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 (3-4), 436-442.
- Landesumweltamt (1998): Datenblätter zur stofflichen Verwertung von Bioabfällen, Fachbeiträge des Landesumweltamtes - Titelreihe Nr. 36. Potsdam: Landesumweltamt Brandenburg.
- Lang, T., Jensen, A. D., Jensen, P. A. (2005): Retention of Organic Elements during Solid Fuel Pyrolysis with Emphasis on the Peculiar Behavior of Nitrogen. *Energy Fuels*, 19 (4), 1631-1643.
- Le Leuch, L. M., Bandosz, T. J. (2007): The role of water and surface acidity on the reactive adsorption of ammonia on modified activated carbons. *Carbon*, 45 (3), 568-578.
- Lehmann J., J. S. (2009): *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan.
- Lehmann, J. (2002): Slash-and-char - a feasible alternative for soil fertility management in the central Amazon? 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, Thailand. CD-ROM Paper no. 449, 1-12.
- Lehmann, J. (2007b): Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5 (7), 381-387.
- Lehmann, J., Czimczik, C., Laird, D., Sohi, S. (2009): Stability of biochar in soil. In: J. Lehmann, S. Joseph (Hrsg.), *Biochar for environmental management - science and technology*, 183-205.
- Lehmann, J., da Silva, J. P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., Glaser B., (2003a): 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 (2), 343-357.
- Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M. (2006a): Bio-char Sequestration in Terrestrial Ecosystems - A Review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11 (2), 403-427.
- Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Wockaday, W. C., Crowleye, D. (2011a): Biochar effects on soil biota - A review. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (9), 1812-1836.
- Lehmann, J., Skjemstad, J., Sohi, S., Carter, J., Barson, M., Falloon, P., Coleman, K., Woodbury, P., Krull, E. (2008b): Australian climate-carbon cycle feedback reduced by soil black carbon. *Nature Geoscience*, 1, 832-835.
- Leithold, G., Hülsbergen, K. J., Michel, D., Schönmeier, H. (1997): Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar- Umweltindikator. *Initiativen zum Umweltschutz*. Osnabrück: Zeller Verlag, 5, 43-54.
- Lentz, R. D., Ippolito, J. A. (2012): Biochar and Manure Affect Calcareous Soil and Corn Silage Nutrient Concentrations and Uptake. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1033-1043.
- Leschber, R. (2006): Evaluation of the relevance of organic micro-pollutants in sewage sludge. In: B. M. Gawlik, Bidoglio G. (Hrsg.), *Background values in European soils and sewage sludges*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

- LfL (2006): Schweinegülle - Quelle für potentiell unerwünschte Stoffe? 5. Kulturlandschaftstag am 04. Mai 2006 in Freising-Weihenstephan. Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- LfU (2007): Biogashandbuch Bayern - Materialband - Stand März 2007. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Li, D., Hockaday, W. C., Masiello, C. A., Alvarez, P. J. J. (2011): Earthworm avoidance of biochar can be mitigated by wetting. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (8), 1732-1737.
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Skjemstad, J. O., Thies, J., Liao, F. J., Petersen, J., Neves, E. G. (2006): Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (5), 1719-1730.
- Libra, J. A., Ro, K. S., Kammann, C., Funke, A., Berge, N. D., Neubauer, Y., Titirici, M., Fühner, C., Bens, O., Kern, J., Emmerich, K. (2011): Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels*, 2 (1), 71-106.
- Liesch, A. M., Weyers, S. L., Gaskin, J. W., Das, K. C. (2010): Impact of Two Different Biochars on Earthworm Growth and Survival. *Annals of Environmental Science*, 4 (1), 1-9.
- Lillo-Ródenas, M. A., Cazorla-Amorós, D., Linares-Solano, A. (2003): Understanding chemical reactions between carbons and NaOH and KOH - an insight into the chemical activation mechanism. *Carbon*, 41 (2), 267-275.
- Lima, I. M., Marshall, W. E. (2005): Granular activated carbons from broiler manure: physical, chemical and adsorptive properties. *Bioresource Technology*, 96 (6), 699-706.
- Lin, C. M., Chang, C. W. (2008): Production of thermal insulation composites containing bamboo charcoal. *Textile Research Journal*, 78 (7), 555-560.
- Liu, A., Park, Y., Huang, Z., Wang, B., Ankumah, R. O., Biswas, P. K. (2006): Product identification and distribution from hydrothermal conversion of walnut shells. *Energy & Fuels*, 20 (2), 446-454.
- Liu, J., Schulz, H., Brandl, S., Miehtke, H., Huwe, B., Glaser, B. (2012a): Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175 (5), 698-707.
- Liu, Z., Zhang, F. S., Wu, J. (2010): Characterization and application of chars produced from pinewood pyrolysis and hydrothermal treatment. *Fuel*, 89 (2), 510-514.
- Loewen, A., Rödger, J. M. (2013): Pflanzenkohle im Biogasprozess - Steigerung der Energieausbeute? In: *Abfallwirtschaft meets Biochar - Perspektiven für den Klimaschutz?* (Hrsg.), Fricke, K.; Kammann, C.; Wallmann, R.; Fischer, D.; Rödger, J. M.; Schwarz, F. Weimar: Orbit e. V., 212.
- LTZ (2008): Inhaltsstoffe von Gärprodukten und Möglichkeiten zu ihrer geordneten landwirtschaftlichen Verwertung, Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg, Karlsruhe, Hrsg. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart, Projektbericht 2008.
- LUA (2003): Gefährdungsabschätzung und Sanierung von ehemaligen Rieselfeldern unter Berücksichtigung der Anforderungen von BBodSchG/BBodSchV, Fachbeiträge des Landesumweltamtes - Titelreihe, Heft - Nr. 77 - Bodenschutz und Altlastenbearbeitung 1. Potsdam: Landesumweltamt Brandenburg.

- LUBW (2010): Klärschlammbericht 2010. Karlsruhe: Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Referat 35 Abfallwirtschaft.
- Luo, Y., Durenkamp, M., De Nobili, M., Lin, Q., Brookes, P. C. (2011): Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 (11), 2304-2314.
- Lutz, H., Romeiro, G. A., Damasceno, R. N., Kutubuddin, M., Bayer, E. (2000): Low temperature conversion of some Brazilian municipal and industrial sludges. *Bioresource Technology*, 74 (2), 103-107.
- LVLf (2010): Bericht zur Klärschlammverwertung im Land Brandenburg im Zeitraum 1999 - 2003 - [http://lelf.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/Bericht zur Klärschlammverwertung.pdf](http://lelf.brandenburg.de/sixcms/media.php/4055/Bericht_zur_Klaerschlammverwertung.pdf). Güterfelde: Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung.
- Magrini-Bair, K. A., Czernik, S., Pilath, H. M., Evans, R. J., Maness, P. C., Leventhal, J. (2009): Biomass derived, carbon sequestering, designed fertilizers. *Annals of Environmental Science*, 3, 217-225.
- Major, J., Lehmann, J., Rondon, M. (2009): Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology*, 16 (4), 1366-1379.
- Major, J., Rondon, M., Molina, D. (2010a): Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol. *Plant and Soil*, 333 (1/2), 117-128.
- Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S. J., Lehmann J., (2012): Nutrient Leaching in a Colombian Savanna Oxisol Amended with Biochar. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1076-1086.
- Malghani, S., Gleixner, G., Trumbore, S.E. (2013). Chars produced by slow pyrolysis and hydrothermal carbonization vary in carbon sequestration potential and greenhouse gases emissions. *Soil Biology & Biochemistry* 62, 137-146.
- Manz, M., Puchelt, H., Fritsche, R. (1995): Schwermetallgehalte in Böden und Pflanzen alter Bergbaustandorte im Südschwarzwald, Reihe: Luft Boden Abfall. Stuttgart: Umweltministerium Baden-Württemberg.
- Masiello, C. A. (2004): New directions in black carbon organic geochemistry. *Marine Chemistry*, 92 (1-4), 201-213.
- Mathieson, J., Rogers, M., Somerville, M., Ridgeway, P., Jahanshahi, S. (2011): Use of Biomass in the Iron and Steel Industry - An Australian perspective. Proceedings of 1st International Conference on Energy Efficiency and CO₂ Reduction in the Steel Industry, 28.06-30.06.2011, Düsseldorf.
- McCarl, B. A., Peacocke, C., Chrisman, R., Kung, C. C., Sands, R. D. (2009): Economics of biochar production, utilization and greenhouse gas offsets. In: S. Joseph, J. Lehmann (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*. London;Sterling, VA: Earthscan, 341-356.
- Meinken, E. (2010): Vorstellung weiterer Ausgangsstoffe: Qualitätsanforderungen und Verfügbarkeit, Deutsche Gesellschaft für Moor- und Torfkunde e. V., Fachtagung - Verwendung und Substitution von Torf - Verantwortliche Nutzung von Rohstoffen im Klimawandel, Fulda 09./10. N.
- Mensinger, M. C. (1980): Wet carbonization of peat: state-of-the-art review. *Peat as an Energy Alternative: Symposium Proceedings Chicago, Ill. IGT*, 249-280.

- Metz, R., Böken, H., Pieper, S., Hoffmann, C. (2001): Chemische und biologische Aspekte der Schadstoff-immobilisierung mit Bodenaushub auf ehemaligen Rieselfeldern in Berlin. *Mitteilungen der Bodenkundlichen Gesellschaft*, 95, 229-232.
- Meyer, S., Glaser, B., Quicker, P. (2011): Technical, Economical, and Climate-Related Aspects of Biochar Production Technologies: A Literature Review. *Environmental Science & Technology*, 45 (22), 9473–9483.
- Mizuta, K., Matsumoto, T., Hatate, Y., Nishihara, K., Nakanishi, T. (2004): Removal of nitrate-nitrogen from drinking water using bamboo powder charcoal. *Bioresource Technology*, 95 (3), 255-257.
- MLUR (Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg) (Hrsg.) (2000): Rahmenempfehlungen zur Düngung 2000 im Land Brandenburg. Potsdam.
- Mochidzuki, K., Sato, N., Sakoda, A. (2005): Production and characterization of carbonaceous adsorbents from biomass wastes by aqueous phase carbonization. *Adsorption*, 11 (1), 669-673.
- Mohan, D., Pittman J., (2007): Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents - A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 142 (1-2), 1-53.
- Mohan, D., Pittman, C. U., Steele, P. H. (2006): Pyrolysis of Wood/Biomass for Bio-oil: A Critical Review. *Energy & Fuels*, 20 (3), 848-889.
- Mohan, D., Singh, K. P. (2002): Single-and multi-component adsorption of cadmium and zinc using activated carbon derived from bagasse-an agricultural waste. *Water Research*, 36 (9), 2304-2318.
- Mok, W. S. L., Antal, M. J. (1992): Uncatalyzed solvolysis of whole biomass hemicellulose by hot compressed liquid water. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 31 (4), 1157-1161.
- Montanarella, L. (2007): Europäische Bodenschutzstrategie und Bodenrahmenrichtlinie zum Schutz der organischen Substanz, European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Ispra. In: Umweltbundesamt Berlin (Hrsg.), Experten-Workshop „Ableitung von Möglichkeiten und Grenzen der C-Sequestrierung in Böden Deutschlands“, 21. und 22. Mai 2007.
- Morishita, T., Boratynski, J. K. (1992): Accumulation of cadmium and other metals in organs of plants growing around metal smelters in Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 38 (4), 781-758.
- Mumme, J. (2012): Biogas und Landwirtschaft - das APECS-Konzept. In: K. Fricke, C. Bergs, C. Kammann, P. Quicker, R. Wallmann (Hrsg.), *Biokohle im Blick – Herstellung, Einsatz und Bewertung*. Weimar: Orbit e. V., 54, 135.
- Mumme, J., Eckervogt, L., Pielert, J., Diakité, M., Rupp, F., Kern, J. (2011): Hydrothermal carbonization of anaerobically digested maize silage. *Bioresource Technology*, 102 (19), 9255-9260.
- Murach, D., Knur, L., Schultze, M. (2008): DENDROM - Zukunftsrohstoff Dendromasse Systemische Analyse, Leitbilder und Szenarien für die nachhaltige energetische und stoffliche Verwertung von Dendromasse aus Wald- und Agrarholz. Verbundprojekt gefördert vom BMBF, Projektträger FZ Jülich. Endbericht.
- Mursito, A. T., Hirajima, T., Sasaki, K. (2010): Upgrading and dewatering of raw tropical peat by hydrothermal treatment. *Fuel*, 89 (3), 635-641.
- Myrvagnes, V., Lindstad, T. (2007): The importance of coal- and coke properties in the production of high silicon alloys. *Infacon XI*, 18.02.-21.02.2007, New Dehli.

- 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 & Biochemistry*, 55, 20-27.
- Neri, U., Diana, G., Indiaty, R. (2005): Change point in phosphorus release from variously managed soils with contrasting properties. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36 (15-16), 2227-2237.
- Neubauer, Y. (2011): Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung. *Chemie Ingenieur Technik*, 83 (1), 1880-1889.
- Neubauer, Y., Liu, H. (2013): Biomass Gasification. In: L. Rosendahl (Hrsg.), *Biomass combustion science, technology and engineering* (106-129). Cambridge: Woodhead Publishing Ltd.
- Neves, E. G., Petersen, J. B., Bartone, R. N., Silva, C. A. D. (2003): Historical and socio-cultural origins of Amazonian Dark Earths. In: J. Lehmann, D. C. Kern, B. Glaser, W. I. Woods (Hrsg.), *Amazonian dark earths - origin, properties, management*. Dordrecht [u.a]: Kluwer Academic, 29-50.
- Nguyen, B. T., Lehmann, J. (2009): Black carbon decomposition under varying water regimes. *Organic Geochemistry*, 40 (8), 846-853.
- Nguyen, B. T., Lehmann, J., Hockaday, W. C., Joseph, S., Masiello, C. A. (2010): Temperature sensitivity of black carbon decomposition and oxidation. *Environmental Science and Technology*, 44 (9), 3324-3331.
- Nguyen, B. T., Lehmann, J., Kinyangi, J., Smernik, R., Riha, S. J., Engelhard, M. H. (2009): Long-term black carbon dynamics in cultivated soil. *Biogeochemistry*, 92 (1-2), 163-176.
- Nitsch, J., Krewitt, W., Nast, M., Viebahn, P., Gärtner, S., Pehnt, M., Reinhardt, G., Schmidt, R., Uihlein, A., Scheurlen, K., Barthel, C., Fishedick, M., Merten, F. (2004): Ökologisch optimierter Ausbau der Nutzung erneuerbarer Energien in Deutschland. Forschungsvorhaben im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. FKZ 901 41 803. Langfassung. Stuttgart, Heidelberg, Wuppertal.
- NMUEK (2010): Umweltbericht Niedersachsen 2010, Klärschlamm. Hannover: Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz.
- Novak, J. M., Busscher, W. J., Laird, D. L., Ahmedna, M., Watts, D. W., Niandou, M. A. S. (2009a): Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. *Soil Science*, 174 (2), 105-112.
- Novak, J. M., Busscher, W. J., Watts, D. W., Laird, D. A., Ahmedna, M. A., Niandou, M. A. S. (2010): Short-term CO₂ mineralization after additions of biochar and switchgrass to a Typic Kandiudult. *Geoderma*, 154 (3-4), 281-288.
- Novak, J. M., Lima, I., Xing, B., Gaskin, J. W., Steiner, C., Das, K. C., Ahmedna, M., Rehrh, D., Watts, D. W., Busscher, W. J., Schomberg, H. H. (2009b): Characterization of Designer Biochar Produced at Different Temperatures and Their Effects on a Loamy Sand. *Annals of Environmental Science*, 3, 195-206.
- Ogawa, M., Okimori, Y. (2010): Pioneering works in biochar research, Japan. *Australian Journal of Soil Research*, 48, 489-500.
- Oguntunde, P. G., Abiodun, B. J., Ajayi, A. E., van de Giesen, N. (2008): Effects of charcoal production on soil physical properties in Ghana. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171 (4), 591-596.
- Oleszczuk, P., Hale, S. E., Lehmann, J., Cornelissen, G. (2012): Activated carbon and biochar amendments decrease pore-water concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge. *Bioresource Technology*, 111, 84-91.

- Onwudili, J. A., Williams, P. T. (2007): Hydrothermal catalytic gasification of municipal solid waste. *Energy and Fuels*, 21 (6), 3676-3683.
- Park, J. H., Choppala, G. K., Bolan, N. S., Chung, J. W., Chuasavathi, T. (2011): Biochar reduces the bio-availability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant and Soil*, 348 (1-2), 439-451.
- Piccolo, A., Pietramellara, G., Mbagwu, J. S. C. (1996): Effects of coal derived humic substances on water retention and structural stability of Mediterranean soils. *Soil Use and Management*, 12 (4), 209-213.
- Piccolo, A., Pietramellara, G., Mbagwu, J. S. C. (1997b): Use of humic substances as soil conditioners to increase aggregate stability. *Geoderma*, 75 (3-4), 267-277.
- Pietikäinen, J., Kiikkilä, O., Fritze, h. (2000): Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos*, 82 (2), 231-242.
- Pitschke, T., Kreibe, S., Cantner, J., Tronecker, D. (2010): Ökoeffiziente Verwertung von Bioabfällen und Grüngut in Bayern., Augsburg.: bifa-Text Nr. 47, bifa Umweltinstitut GmbH.
- 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 (1), 17-30.
- Preston, C. M., Schmidt, M. W. I. (2006): Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeosciences*, 3 (4), 397-420.
- Pritchard, D. (2003): Nutrient properties of char. Report prepared for ESI by Curtin University of Technology, Perth, Western Australia.
- Projects Energy GmbH (2009): Studie zum Biomassepotential in der Freien und Hansestadt Hamburg. Studie im Auftrag der Landwirtschaftskammer Hamburg und der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg. Hamburg: projects energy gmbh.
- Prost, K., Borchard, N., Siemens, J., Kautz, T., Séquaris, J. M., Möller, A., Amelung, W. (2013): Biochar affected by composting with farmyard manure. *Journal of Environmental Quality*, 42 (1), 164-172.
- Qayyum, M. F., Steffens, D., Reisenauer, H. P., Schubert, S. (2012): Kinetics of Carbon Mineralization of Biochars Compared with Wheat Straw in Three Soils. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1210-1220.
- Quicker, P. (2012): Thermochemische Verfahren zur Erzeugung von Biokohle. In: K. Fricke, C. Bergs, C. Kammann, (Hrsg.), Symposium "Biokohle im Blick - Herstellung, Einsatz und Bewertung". Weimar: Orbit e. V., 21-33.
- Quicker, P., da Rocha, F. S., Saulo, H., Chipatecua, G. P., Meder, B., Löblich, H., Franzen, D. (2011): Biokoks als Energieträger in metallurgischen Prozessen. *Chemie Ingenieur Technik*, 83 (11), 1944-1953.
- Quicker, R., Schulten, M. (2013): Biocarbonisate - Herstellung, Merkmale und Einsatzmöglichkeiten. In: K. Fricke, C. Kammann, R. Wallmann, D. Fischer, J. M. Rödger, F. Schwarz (Hrsg.), *Abfallwirtschaft meets Biochar - Perspektiven für den Klimaschutz?*. Weimar: Orbit e. V., 115-127.
- 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, 192-199.

- Rademacher, A., Haubold-Rosar, M. (2013): Gefäßversuch zur Wirkung von Biokohle-Substraten mit unterschiedlichen Kohlegehalten auf Eigenschaften ertragsschwacher Acker- und Kippböden der Lausitz. In: Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (Hrsg.), Böden - Lebensgrundlage und Verantwortung, Jahrestagung der DBG, 07.-12. Sept. 2013, Rostock, <http://eprints.dbges.de/929/> (4).
- Ragland, K. W., Aerts, D. J., Baker, A. J. (1991): Properties of wood for combustion analysis. *Bioresource Technology*, 37 (2), 161-168.
- Rajkovich, S., Enders, A., Hanley, K., Hyland, C., Zimmerman, A., Lehmann, J. (2012): Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. *Biology and Fertility of Soils*, 48 (3), 271-284.
- Ramke, H., Blöhse, D., Lehmann, H. (2012a): Wissenschaftlich-technische Grundlagen der Hydrothermalen Carbonisierung organischer Siedlungsabfälle - Hydrothermal Carbonization of Organic Municipal Solid Waste - Scientific and Technical Principles. *Müll und Abfall*, 9, 476-483.
- Raschka, A., Carus, M. (2012): Stoffliche Nutzung von Biomasse. Basisdaten für Deutschland, Europa und die Welt.
- Raussen, T., Funda, K., Lootsma, A., Hofmann, H. (2010): Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung hinsichtlich Energieeffizienz, Klima- und Ressourcenschutz. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Raussen, T., Kern, M., Koj, U., Wagner, J., Hofmann, H., Turk, T., Einzmann, U. (2008): Biomassepotenzialstudie Hessen - Stand und Perspektiven der energetischen Biomassenutzung in Hessen. Studie im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Auftragnehmer: Witzenhausen-Institut für Abfall.
- REACH-VO (2006): Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des europäischen Parlaments und Rates vom 18.12.2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), ABl. EU L 136, 3.
- Reichle, E., Schmoeckel, G., Schmid, M., Körner, W. (2010): Rückstände aus Holzvergasungsanlagen. *Müll und Abfall*, 43 (3), 118-126.
- Reinhardt, G. A. (1993): Energie- und CO₂-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe. Wiesbaden: Vieweg + Teubner Verlag.
- Reinhold, G., Mumdey, A. (2012): Inhaltsstoffe von Biogassubstraten und Gärresten (Datenblätter). Jena: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Reinhold, J. (1997): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von Bioabfällen - Handlungsempfehlungen aus der Sicht des Bodenschutzes. Potsdam: Landesumweltamt Brandenburg.
- Reinhold, J. (2004): Neubewertung von Kompostqualitäten - Texte 15/04, Forschungsbericht 363 01 049. Dessau: Umweltbundesamt.
- Reinhold, J. (2008): Ursachenforschung und Limitierungsstrategien für zunehmende Kupfergehalte in Bioabfällen - Texte 42/08, Forschungsbericht 204 33 321. Dessau: Umweltbundesamt.
- Reinhold, J., Kehres, B. (2010): Nutzen von Biokohle in der Humus- und Erdenwirtschaft. *H&K aktuell*, 4 (10), 4-5.

- Reinhold, J., Kluge, R. (2013): Humusaufbau und Stickstoffumsatz im Boden, dargestellt am Beispiel 12-jähriger Untersuchungen zur Kompostanwendung in Baden-Württemberg, unveröffentlicht.
- Revell, K. T. (2011): The Effect of Fast Pyrolysis Biochar Made From Poultry Litter on Soil Properties and Plant Growth.
- Rillig, M. C., Wagner, M., Salem, M., Antunes, P. M., George, C., Ramke, H. G., Titirici, M. M., Antonietti, M. (2010): Material derived from hydrothermal carbonization: Effects on plant growth and arbuscular mycorrhiza. *Applied Soil Ecology*, 45 (3), 238-242.
- Ro, K. S., Cantrell, K. B., Hunt, P. G. (2010): High-temperature pyrolysis of blended animal manures for producing renewable energy and value-added biochar. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 49 (20), 10125-10131.
- Roberts, K. G., Gloy, B. A., Joseph, S., Scott, N. R., Lehmann, J. (2010): Life Cycle Assessment of Biochar Systems: Estimating the Energetic, Economic, and Climate Change Potential. *Environmental Science & Technology*, 44 (2), 827-833.
- Rödger, J., Loewen, A., Shackley, S. J. (2012): Ökobilanz im Rahmen des EU-Interreg Projektes "Biochar: Climate saving soils". In: K. Fricke, C. G. Bergs, C. Kammann, P. Quicker, R. Wallmann (Hrsg.), *Biokohle im Blick - Herstellung, Einsatz und Bewertung*. Weimar: Orbit e. V., 155-165.
- Rogasik, J., Reinhold, J. (2005): *Organische Düngung - Grundlagen der guten fachlichen Praxis*. Köln: Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.
- 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 (3), 871-879.
- Rondon, M. A., Lehmann, J., Ramírez, J., Hurtado, M. (2007): Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biology and Fertility of Soils*, 43 (6), 699-708.
- Ronsse, F., Van Hecke, S., Nachenius, R., Prins, W. (2011): Production and characterization of slow pyrolysis biochar. *European Biomass Conference and Exhibition*, Berlin.
- Roschke, M. (2010): *Anfall, Zusammensetzung und Verwertung von Gärrückständen*. Güterfelde: Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung.
- Rouquerol, F., Rouquerol, J., Sing, K. (1999): *Adsorption by Powders and Porous Solids*. London: Academic Press.
- Rumpel, C., Alexis, M., Chabbi, A., Chaplot, V., Rasse, D., Valentin, C., Mariotti A., (2006a): Black carbon contribution to soil organic matter composition in tropical sloping land under slash and burn agriculture. *Geoderma*, 130 (1-2), 36-46.
- Saft, R. J. (2007): Life cycle assessment of a pyrolysis/gasification plant for hazardous paint waste. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12 (4), 230-238.
- 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 (7), 2170-2176.
- Sarkhot, D. V., Berhe, A. A., Ghezzehei, T. A. (2012): Impact of Biochar Enriched with Dairy Manure Effluent on Carbon and Nitrogen Dynamics. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1107-1114.

- Schaaf, H. (2009): Biogasgülle als aufgewerteter Wirtschaftsdünger für den landwirtschaftlichen Betrieb. Kassel: LUFA.
- Schimmelpfennig, S., Glaser, B. (2012): One Step Forward toward Characterization: Some Important Material Properties to Distinguish Biochars. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1001-1013.
- Schmidt, H. P. (2011): Pflanzenkohle. *Ithaka-Journal*, 1, 75-82.
- Schmidt, H. P. (2012): 55 Anwendungen von Pflanzenkohle. *Ithaka-Journal*, 1, 99-102.
- Schmidt, H. P. (2013): Kaskadennutzung von Pflanzenkohle - 50 klimapositive Anwendungsmöglichkeiten. In: K. Fricke, C. Kammann, R. Wallmann, K. Fricke, C. Kammann, R. Wallmann, D. Fischer, J. M. Rödger, F. Schwarz (Hrsg.), *Abfallwirtschaft meets Biochar - Perspektiven für den Klimaschutz?*. Weimar: Orbit e. V., 107-114.
- Schmidt, H. P., Abiven, S., Glaser, B., Kammann, C., Bucheli, T., Leifeld, J. (2012): Richtlinien zur Produktion von Pflanzenkohle Europäisches Pflanzenkohle Zertifikat / European Biochar Certificate. *Biochar Science Network*.
- Schmidt, M. (1995): Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits. In: M. Schmidt, A. Schorb (Hrsg.), *Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits*. Berlin [u.a.]: Springer, 1-13.
- Schmidt, M. W. I., Skjemstad, J. O., Gehrt, E., Kögel-Knabner, I. (1999a): Charred organic carbon in German chernozemic soils. *European Journal of Soil Science*, 50 (2), 351-365.
- Schmidt, M. W. I., Skjemstad, J. O., Jäger, C. (2002): Carbon isotope geochemistry and nanomorphology of soil black carbon: Black chernozemic soils in central Europe originate from ancient biomass burning. *Global Biochemical Cycles*, 16 (4), 70-1 - 70-8.
- Schmidt, M. W., Noack, A. G. (2000): Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges. *Global Biogeochemical Cycles*, 14 (3), 777-793.
- Schneichel, H. W. (2011): Die rechtliche Einordnung von Produkten der Hydrothermalen Carbonisierung. *Hydrothermale Carbonisierung - Chancen für die Landwirtschaft?* Informationsveranstaltung der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. auf der Internationalen Grünen Woche am 27.01.2011 in Berlin.
- Schnitzer, H. (2012): *Stoff- und Energiebilanzen*. Graz: Verl. der TU.
- Schomberg, H. H., Gaskin, J. W., Harris, K., Das, K. C., Novak, J. M., Busscher, W. J., Watts, D. W., Woodroof, R. H., Lima, I. M., Ahmedna, M., Rehrah, D., Xing, B. (2012): Influence of Biochar on Nitrogen Fractions in a Coastal Plain Soil. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1087-1095.
- Schouten, S., van Groenigen, J. W., Oenema, O., Cayuela, M. L. (2012): Bioenergy from cattle manure? Implications of anaerobic digestion and subsequent pyrolysis for carbon and nitrogen dynamics in soil. *GCB Bioenergy*, 4 (6), 751-760.
- Schuchardt, F., Vorlop, K. D. (2010): Abschätzung des Aufkommens an Kohlenstoff in Biomasse-Reststoffen in Deutschland für eine Verwertung über Hydrothermale Carbonisierung (HTC) und Einbringung von HTC-Kohle in den Boden. *Landbauforschung*, 60 (4), 205-212.
- Schulten, M. (2012): Einsatzmöglichkeiten von Biokohle in metallurgischen Prozessen. In: K. Fricke, C. Bergs, C. Kammann, P. Quicker, R. Wallmann (Hrsg.), *Symposium "Biokohle im Blick - Herstellung, Einsatz und Bewertung"*. Weimar: Orbit e. V., 49-58.

- Schulz, H., Dunst, G., Glaser, B. (2013a): Positive effects of composted biochar on plant growth and soil fertility. *Agronomy for sustainable development*, 33 (4), 817-827.
- Schulz, H., Dunst, G., Glaser, B. (2014): No Effect Level of Co-Composted Biochar on Plant Growth and Soil Properties in a Greenhouse Experiment. *Agronomy*, 4 (1), 34-51.
- Serfass, K. (2012): Energetische Verwertung von Biokohle. In: K. Fricke (Hrsg.), *Biokohle im Blick - Herstellung, Einsatz und Bewertung*. Weimar: Orbit e. V. 89-95.
- Sevilla, M., Fuertes, A. B. (2009): The production of carbon materials by hydrothermal carbonization of cellulose. *Carbon*, 47 (9), 2281-2289.
- 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 (7), 3152-3159.
- Shackley, S., Hammond, J., Gaunt, J., Ibarrola, R. (2011): The feasibility and costs of biochar deployment in the UK. *Carbon Management*, 2 (3), 335-356.
- Shinogi, Y. (2004): Nutrient leaching from carbon products of sludge. *ASAE/CSAE Annual International Meeting*, Paper (No. 044063).
- Shinogi, Y., Kanri, Y. (2003): Pyrolysis of plant, animal and human waste: physical and chemical characterization of the pyrolytic products., 90 (3), 241-247.
- Siebert, S. (2010): Was sind EG-Düngemittel? *Humus & Kompost aktuell* (1/2), 9.
- Singh, B. P., Cowie, A. L., Smernik, R. J. (2012b): Biochar carbon stability in a clayey soil as a function of feedstock and pyrolysis temperature. *Environmental Science & Technology*, 46 (21), 11770-11778.
- Singh, B. P., Hatton, B. J., Balwant, S., Cowie, A. L., Kathuria, A. (2010b): Influence of Biochars on Nitrous Oxide Emission and Nitrogen Leaching from Two Contrasting Soils. *Journal of Environmental Quality*, 39 (4), 1224-1235.
- Singh, B., Singh, B. P., Cowie, A. L. (2010a): Characterisation and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. *Australian Journal of Soil Research*, 48 (7), 516-525.
- Singh, N., Abiven, S., Torn, M. S., Schmidt, M. W. I. (2012a): Fire-derived organic carbon in soil turns over on a centennial scale. *Biogeosciences*, 9 (8), 2847-2857.
- Skjemstad, J. O., Reicosky, D. C., Wilts, A. R., McGowan, J. A. (2002): Charcoal carbon in US agricultural soils. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (4), 1249-1255.
- Skjemstad, J. O., Taylor, J. A., Janik, L. J., Marvanek S. P., (1999): Soil organic carbon dynamics under long-term sugarcane monoculture. *Australian Journal of Soil Research*, 37 (1), 151-164.
- Skjemstad, J., Clarke, P., Taylor, J. A., Oades, J. M., McClure, S. G. (1996): The chemistry and nature of protected carbon in soil. *Australian Journal of Soil Research*, 34 (2), 251-271.
- Slade, R., Saunders, R., Gross, R., Bauen, A. (2011): *Energy from biomass: the size of the global resource*. London: Imperial College Centre for Energy Policy and Technology and UK Energy Research Centre.
- SLfL (2002): *Acker- und pflanzenbauliche Untersuchungen zum Anbau ein- und mehrjähriger Energiepflanzen*. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

- Smith, J. L., Collins, H. P., Bailey, V. L. (2010): The effect of young biochar on soil respiration. *Soil Biology and Biochemistry*, 42 (12), 2345-2347.
- Sohi, S. P. (2013): Pyrolysis bioenergy with biochar production - greater carbon abatement and benefits to soil. *GCB Bioenergy*, 5 (2).
- Sohi, S. P., Krull, E., Lopez-Capel, E., Bol, R. (2010): Chapter 2 - A Review of Biochar and Its Use and Function in Soil. *Advances in Agronomy*, 105, 47-82.
- Solaiman, Z. M., Blackwell, P., Abbott, L. K., Storer, P. (2010): Direct and residual effect of biochar application on mycorrhizal root colonisation, growth and nutrition of wheat. *Soil Research*, 48 (7), 546-554.
- Sombroek, W. G., Nachtergaele, F. O., Hebel A., (1993): Amounts, dynamics and sequestering of carbon in tropical and subtropical soils. *Ambio*, 22, 417-426.
- Spokas, K. A. (2010): Review of the stability of biochar in soils: predictability of O: C molar ratios. *Carbon Management*, 1 (2), 289-303.
- Spokas, K. A. (2013): Impact of biochar field aging on laboratory greenhouse gas production potentials. *GCB Bioenergy*, 5 (2), 165-176.
- Spokas, K. A., Cantrell, K. B., Novak, J. M., Archer, D. W., Ippolito, J. A., Collins, H. P., Boateng, A. A., Lima, I. M., Lamb, M. C., McAloon, A. J., Lentz, R. D., Nichols, K. A. (2012a): Biochar: A Synthesis of Its Agronomic Impact beyond Carbon Sequestration. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 973-989.
- Spokas, K. A., Koskinen, W. C., Baker, J. M., Reicosky, D. C. (2009): Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere*, 77 (4), 574-581.
- 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 (5), 869-882.
- Spokas, K. A., Novak, J. M., Venterea, R. T. (2012b): Biochar's role as an alternative N-fertilizer: ammonia capture. *Plant and soil*, 350 (1-2), 35-42.
- Spokas, K. A., Reicosky, D. C. (2009): Impacts of Sixteen Different Biochars on Soil Greenhouse Gas Production. *Annals of Environmental Science*, 3, 179-193.
- StatBA (2012): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei - Viehbestand und tierische Erzeugung – 2011, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2012, Fachserie 3 Reihe 4.
- Statistisches Bundesamt (2011): Klärschlammverwertung aus der biologischen Abwasserbehandlung 2011. <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/KlaerschlammTeilmVerbracht2011.html> (Accessed April 10, 2013):
- Statistisches Bundesamt (2012): Abfallentsorgung 2010. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- Steinbeiss, S., Gleixner, G., Antonietti, M. (2009): Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 41 (6), 1301-1310.
- 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), 1236-1242.

- Steiner, C., Glaser, B., Teixeira, W. G., Lehmann, J., Blum, W. E. H., Zech W., (2008b): 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 (6), 893-899.
- Steiner, C., Melear, N., Harris, K., Das, K. C. (2011): Biochar as bulking agent for poultry litter composting. *Carbon Management*, 2 (3), 227-230.
- Steiner, C., Teixeira, W. G., Lehmann, J., Nehls, T., de Macedo, J. L. V., Blum, W. E. H., Zech, W. (2007b): 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 (1-2), 275-290.
- Stemann, J., Ziegler, F. (2011): Hydrothermal carbonisation (HTC): recycling of process water. *Proceedings of 19th European Biomass Conference*, Berlin.
- Stevenson, F. J., Cole, M. A. (1999): *Cycles of soil*. New York, NY [u.a.]: John Wiley and Sons.
- Stewart, C. E., Zheng, J., Botte, J., Cotrufo, M. F. (2013): Co-generated fast pyrolysis biochar mitigates green-house gas emissions and increases carbon sequestration in temperate soils. *GCB Bioenergy*, 5 (2), 153-164.
- Sütterlin, H., Trittler, R., Bojanowski, S., Stadlbauer, E. A., Kümmerer, K. (2007): Fate of benzalkonium chloride in a sewage sludge low temperature conversion process investigated by LC-LC/ESI-MS/MS. *CLEAN - Soil Air Water*, 35 (1), 81-87.
- 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 (1), 26-33.
- Sun, H., Hockaday, W. C., Masiello, C. A., Zygourakis, K. (2012): Multiple controls on the chemical and physical structure of biochars. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 51 (9), 3587-3597.
- TA Luft (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 24. Juli 2002. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Condon, L. M., Sherlock, R. R., Anderson, C. R., Craigie, R. A. (2011): Biochar Incorporation into Pasture Soil Suppresses in situ Nitrous Oxide Emissions from Ruminant Urine Patches. *Journal of Environmental Quality*, 40 (2), 468-476.
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T., Sherlock, R., Condon, L. (2012): Biochar adsorbed ammonia is bioavailable. *Plant and Soil*, 350 (1-2), 57-69.
- Tagoe, S. O., Horiuchi, T., Matsui, T. (2008): Effects of carbonized and dried chicken manures on the growth, yield, and N content of soybean. *Plant and Soil*, 306 (1-2), 211-220.
- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. (2003): *Wastewater engineering*. Boston, Mass. [u.a.]: McGraw-Hill.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1993): *Integrated solid waste management*. New York [u.a.]: McGraw-Hill.
- 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*. London ;Sterling, VA: Earthscan, 85-106.

- Thomé-Kozmiensky, K. J. (1995): Biologische Abfallbehandlung. Berlin: EF - Verlag für Energie und Umwelttechnik.
- Thrän, D., Bunzel, K., Seyfert, U., Zeller, V., Buchhorn, M., Müller, K., Matzdorf, B., Gaasch, N., Klöckner, K., Möller, I., Starick, A., Brandes, J., Günther, K., Thum, M., Zeddies, J., Schönleber, N., Gamer, W., Schweinle, J., Weimar, H. (2011): Global and Regional Spatial Distribution of Biomass Potentials - Status quo and Options for Specification. Final Report. DBFZ Report Nr. 7. Deutsches BiomasseForschungszentrum (DBFZ).
- TierNebG (2004): Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsgesetz vom 25. Januar 2004 (BGBl. I S. 82), zuletzt geändert durch Artikel 2 Absatz 91 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044).
- Titirici, M. M., Antonietti, M., Baccile, N. (2008): Hydrothermal carbon from biomass: a comparison of the local structure from poly- to monosaccharides and pentoses/hexoses. *Green Chemistry*, 10 (11), 1204-1212.
- Titirici, M. M., Thomas, A., Antonietti, M. (2007a): Aminated hydrophilic ordered mesoporous carbons. *Journal of Materials Chemistry*, 17 (32), 3412-3418.
- Titirici, M. M., Thomas, A., Yu, S. H., Müller, J. O., Antonietti, M. (2007b): A direct synthesis of mesoporous carbons with bicontinuous pore morphology from crude plant material by hydrothermal carbonization. *Chemistry of Materials*, 19 (17), 4205-4212.
- Titirici, M. M., White, R. J., Falco, C., Sevilla, M. (2012): Black perspectives for a green future: hydrothermal carbons for environment protection and energy storage. *Energy and Environmental Science*, 5 (5), 6796-6822.
- Topoliantz, S., Ponge, J. F., Ballof, S. (2005a): Manioc peel and charcoal: a potential organic amendment for sustainable soil fertility in the tropics. *Biology and Fertility of Soils*, 41 (1), 15-20.
- Topoliantz, S., Ponge, J., Lavelle, P. (2006): Humus components and biogenic structures under tropical slash-and-burn agriculture. *European Journal of Soil Science*, 57 (2), 269-278.
- Tryon, E. H. (1948): Effect of Charcoal on Certain Physical, Chemical, and Biological Properties of Forest Soils. *Ecological Monographs*, 18 (1), 81-115.
- Tsai, W. T., Lee, M. K., Chang, Y. M. (2006): Fast pyrolysis of rice straw, sugarcane bagasse and coconut shell in an induction-heating reactor. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 76 (1), 230-237.
- UBA (2012a): Daten zur Umwelt: Europäischer Emissionshandel. <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=3155>. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- UBA (2012b): Daten zur Umwelt: Projektbezogene internationale Klimaschutzmechanismen - Clean Development Mechanism und Joint Implementation. Umweltbundesamt (UBA). <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=5777>. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Uchimiya, M., Bannon, D. I., Wartelle, L. H. (2012a): Retention of Heavy Metals by Carboxyl Functional Groups of Biochars in Small Arms Range Soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60 (7), 1798-1809.

- Uchimiya, M., Cantrell, K. B., Hunt, P. G., Novak, J. M., Chang, S. (2012b): Retention of Heavy Metals in a Typic Kandiodult Amended with Different Manure-based Biochars. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1138-1149.
- Usepa (1995): Air Pollutant Emission Factors. Research Triangle Park, NC.
- UVPG (2010): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Februar 2010 (BGBl. I S. 94), das zuletzt durch Artikel 10 des Gesetzes vom 25. Juli 2013 (BGBl. I S. 2749) geändert worden ist.
- van Zwieten, L., Kimber, S., Downie, A., Morris, S., Petty, S., Rust, J., Chan, K. Y. (2010b): A glasshouse study on the interaction of low mineral ash biochar with nitrogen in a sandy soil. *Australian Journal of Soil Research*, 48 (7), 569-576.
- van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K. Y., Downie, A., Rust, J., Joseph, S., Cowie, A. (2010c): Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant and Soil*, 327 (1-2), 235-246.
- van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Downie, A., Berger, E., Rust, J., Scheer, C. (2010a): Influence of biochars on flux of N₂O and CO₂ from Ferrosol. *Soil Research*, 48 (7), 555-568.
- van Zwieten, L., Singh, B., Joseph, S., Kimber, S., Cowie, A., Chan, K. Y. (2009): Biochar and emissions of non-CO₂ greenhouse gases from soil. In: J. Lehmann, S. Joseph (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology*, 227-249.
- VAWs (2010): Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (VAWS), BGBl. I Nr. 14 vom 09. April 2010.
- 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 (1), 76-82.
- Verheijen, F. G. A., Graber, E. R., Ameloot, N., Bastos, A. C., Sohi, S., Knicker, H. (2014): Biochars in soils: new insights and emerging research needs. *European Journal of Soil Science*, 65 (1), 22-27.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A. C., van der Velde, M., Diafas, I. (2010): *Biochar Application to Soils*. European Commission, Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability.
- Vesilind, P. A., Worrell, W., Reinhart, D. R. (2002): *Solid Waste Engineering*. Pacific Grove, CA.
- Vetter, A., Warsitzka, C., Reinhold, G., Graf, T., Weiser, C. (2010): Regionale Biomassepotenziale zur energetischen Nutzung im Freistaat Thüringen. Forschungsprojekt im Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, Projektträger: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. Jena.
- Vogel, I., Terytze, K., Wagner, R., Worzyk, F., Friede, K., Schatten, R., Rößler, K., König, N. (2013): Biochar meets compost - Ergebnisse unterschiedlicher Einsatzbereiche. In: K. Fricke, C. Kammann, R. Wallmann, D. Fischer, J. M. Rödger, F. Schwarz (Hrsg.), *Abfallwirtschaft meets Biochar - Perspektiven für den Klimaschutz?*. Weimar: Orbit e. V., 149-158.
- Vogt, R., Fehrenbach, H., Wiegel, U., Ebert, K. (2012): *Maßnahmenplan zur Umsetzung einer vorbildhaften klimafreundlichen Abfallentsorgung im Land Berlin*.
- Vogt, R., Knappe, F., Giegrich, J., Detzel, A. (2002): *Ökobilanz Bioabfallverwertung*. Berlin: Schmidt.

- von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., Ludwig, B., Matzner, E., Flessa, H., Ekschmitt, K., Guggenberger, G., Marschner, B., Kalbitz, K. (2008): Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171 (1), 111-124.
- VwVwS (1999): Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz über die Einstufung wassergefährdender Stoffe in Wassergefährdungsklassen (Verwaltungsvorschrift wassergefährdende Stoffe - VwVwS) vom 17. Mai 1999, Bundesanzeiger 98a, zuletzt geändert am 27. Juli 2005.
- Várhegyi, G., Szabó, P., Mok, W. S. L., Antal Jr, M. J. (1993): Kinetics of the thermal decomposition of cellulose in sealed vessels at elevated pressures. Effects of the presence of water on the reaction mechanism. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 26 (3), 159-174.
- Wagner, J., Kügler, T., Heidrich, K., Baumann, J., Günther, M., Dornack, C., Grundmann, V., Zentner, A., Lange, U., Zehm, A., Heinke, K., Mitschke, M., Zinkler, S., Scholz, H. (2012): Potenzial biogener Abfälle im Freistaat Sachsen - Potenzialstudie über Aufkommen und Behandlung biogener Abfälle im Freistaat Sachsen. Dresden: Schriftenreihe des LfULG. Heft 10/2012. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- Wallman, H. (1995): Laboratory studies of a hydrothermal pretreatment process for municipal solid waste (No. UCRL-ID-120296). Lawrence Livermore National Lab., CA (United States).
- Wang, F., Sims, J. T., Ma, L., Ma, W., Dou, Z., Zhang, F. (2011): The phosphorus footprint of China's food chain: implications for food security, natural resource management, and environmental quality. *Journal of Environmental Quality*, 40 (4), 1081-1089.
- Wang, T., Arbestain, M. C., Hedley, M., Bishop, P. (2012): Chemical and bioassay characterisation of nitrogen availability in biochar produced from dairy manure and biosolids. *Organic Geochemistry*, 51, 45-54.
- Wang, Y., Wang, Y. J., Wang, L., Fang, G., Cang, L., Herath, H. M., Zhou, D. (2013): Reducing the bioavailability of PCBs in soil to plant by biochars assessed with triolein-embedded cellulose acetate membrane technique. *Environmental Pollution*, 147, 250-256.
- Wardle, D. A., Nilsson, M., Zackrisson, O. (2008a): Fire-Derived Charcoal Causes Loss of Forest Humus. *Science*, 320 (5876), 629.
- Warnock, D. D. (2007): Mycorrhizal responses to biochar in soil - concepts and mechanisms. *Plant Soil*, 300, 9-20.
- Warnock, D. D., Mummey, D. L., McBride, B., Major, J., Lehmann, J., Rillig, M. C. (2010): Influences of non-herbaceous biochar on arbuscular mycorrhizal fungal abundances in roots and soils: Results from growth-chamber and field experiments. *Applied Soil Ecology*, 46 (3), 450-456.
- WDüngV (2010): Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger vom 21. Juli 2010, (BGBl. I S. 1062).
- Wegert, S., Lochschmidt, F. (2012): Analyse der Potentiale zur energetischen Biomassenutzung in der Region Dresden. Forschungsprojekt im Rahmen des Modellvorhabens der Raumordnung der Metropolregion Mitteldeutschland „Partnerschaft der Stadtregionen“, Auftraggeber: Landeshauptstadt Dresden.

- Weigand, H., Marb, C. (2006): Zusammensetzung und Schadstoffgehalt von Restmüll aus Haushaltungen. Müll und Abfall, 38 (5), 236 - 246.
- Weiß, U., Klug, A., Haubold-Rosar, m., Zeitz, J. (2013): Zur Wirkung von Biokohle-Substraten auf den Kohlenstoff- und Nährstoffhaushalt ertragsschwacher Acker- und Kippböden der Lausitz – Ergebnisse aus Feldversuchen. Böden - Lebensgrundlage und Verantwortung, 7.-12. Sept. 2013, Rostock, <http://eprints.dbges.de/1021/> (4).
- Welsch, J. (2012): Die wirtschaftliche Bedeutung von Torf, Industrieverband Garten e.V., Hannover, den 3. Oktober 2012.
- Wendenburg, H. (2012): Das neue KrWG Ziele und Grundsätze, 73. Symposium des ANS e. V., Berlin, 19. und 20. September 2012.
- Wengel, M., Kothe, E., Schmidt, C. M., Heide, K., Gleixner, G. (2006a): Degradation of organic matter from black shales and charcoal by the wood-rotting fungus *Schizophyllum commune* and release of DOC and heavy metals in the aqueous phase. *Science of the Total Environment*, 367 (1), 383-393.
- Wessolek, G., Kaupenjohann, M., Dominik, P., Ilg, K., Schmitt, A., Zeitz, J., Gahre, F., Schulz, E., Ellerbrock, R. (2004): Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG, Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, 29.02.2004.
- WHG (2010): Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009, BGBl. I S. 2585, zuletzt geändert durch Artikel 6 des Gesetzes vom 21. Januar 2013, BGBl. I S. 95.
- Wiechmann, B., Dienemann, C., Kubbe, C., Brandt, S., Vogel, I., Roskosch, A. (2012): Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Wiedner, K., Rumpel, C., Steiner, C., Pozzi, A., Maas, R., Glaser, B. (2013): Chemical evaluation of chars produced by thermochemical conversion (gasification, pyrolysis and hydrothermal carbonization) of agro-industrial biomass on a commercial scale. *Biomass & Bioenergy* 59, 264-278.
- Wiesler, F. (2009): Nutzen und Risiken der Düngung mit Klärschlamm. In: Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer (Hrsg.), 53. Kreuznacher Wintertagung 27. bis 30.01.2009 (103-108).
- Wiesmeier, M., Dick, D. P., Rumpel, C., Dalmolin, R. S. D., Hilscher, A., Knicker, H. (2009): Depletion of soil organic carbon and nitrogen under *Pinus taeda* plantations in Southern Brazilian grasslands (Campos). *European Journal of Soil Science*, 60 (3), 347-359.
- Williams, P., Onwudili, J. (2006): Subcritical and supercritical water gasification of cellulose, starch, glucose, and biomass waste. *Energy and Fuels*, 20 (3), 1259-1265.
- Winsley, P. (2007): Biochar and bioenergy production for climate change mitigation. *New Zealand Science Review*, 64 (1), 5-10.
- Wirth, B., Mumme, J., Erlach, B. (2012): Anaerobic Treatment of Waste Water from Hydrothermal Carbonization. Milano (Italy): 20 European Biomass Conference.
- Witzenhausen-Institut für Abfall, U. u. E. (2010): Erschließung von energetischen Grünschnittpotenzialen im Landkreis Cochem-Zell. Projekt im Auftrag der Kreisverwaltung Cochem-Zell, Auftragnehmer: Witzenhausen-Institut. Abschlussbericht.

- Woolf, D., Lehmann, J. (2012): Modelling the long-term response to positive and negative priming of soil organic carbon by black carbon. *Biogeochemistry*, 111 (1-3), 83-95.
- Xu, C., Lad, N. (2008): Production of heavy oils with high caloric values by direct liquefaction of woody biomass in sub/near-critical water. *Energy and Fuels*, 22 (1), 635-642.
- Xu, G., Lv, Y., Sun, J., Shao, H., Wei, L. (2012): Recent Advances in Biochar Applications in Agricultural Soils: Benefits and Environmental Implications. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 40 (10), 1093-1098.
- Yamato, M., Okimori, Y., Wibowo, I. F., Anshori, S., Ogawa, M. (2006): Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52 (4), 489-495.
- Yanai, Y., Toyota, K., Okazaki, M. (2007): Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. *Soil Science and Plant Nutrition*, 53 (2), 181-188.
- Yang, Y., Sheng, G. (2003): Enhanced Pesticide Sorption by Soils Containing Particulate Matter from Crop Residue Burns. *Environmental Science and Technology*, 37 (16), 3635-3639.
- Yao, F. X., Arbestain, M. C., Virgel, S., Blanco, F., Arostegui, J., Maciá-Agulló, J. A., Macías, F. (2010): Simulated geochemical weathering of a mineral ash-rich biochar in a modified Soxhlet reactor. *Chemosphere*, 80 (7), 724-732.
- 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 (11), 1467-1471.
- Yoo, G., Kang, H. (2012): Effects of Biochar Addition on Greenhouse Gas Emissions and Microbial Responses in a Short-Term Laboratory Experiment. *Journal of Environmental Quality*, 41 (4), 1193-1202.
- 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 2005*, Kuching, Sarawak, 8, 2011.
- Yu, C., Tang, Y. L., Fang, M. X., Luo, Z. Y., Ceng, K. (2005): Experimental study on alkali emission during rice straw pyrolysis. *Journal of Zhejiang University (Engineering Science)*, 39 (9), 1435-1444.
- Yu, X., Ying, G., Kookana, R. S. (2006): Sorption and Desorption Behaviors of Diuron in Soils Amended with Charcoal. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54 (22), 8545-8550.
- Yu, X., Ying, G., Kookana, R. S. (2009a): Reduced plant uptake of pesticides with biochar additions to soil. *Chemosphere*, 76 (5), 665-671.
- Yuan, J., Xu, R., Zhang, H. (2011): The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. *Bioresource Technology*, 102 (3), 3488-3497.
- Yunos, N. F., Zaharia, M., Idris, M. A., Nath, D., Khanna, R., Sahajwalla, V. (2012): Recycling Agricultural Waste from Palm Shells during Electric Arc Furnace Steelmaking. *Energy Fuels*, 26 (1), 278-286.
- Zeddies, J., Bahrs, E., Schönleber, N., Gamer, W. (2012): Globale Analyse und Abschätzung des Biomasse-Flächennutzungspotentials.

- Zeller, V., Weiser, C., Reinicke, F., Wiegmann, K., Hennenberg, K., Thrän, D., Vetter, A., Wagner, B., Deumelandt, P., Zeymer, M., Bürzle, B., Adler, P., Ponitka, J., Postel, J., Müller-Langer, F., Rönsch, S., Gröngroft, A., Kirsten, C., Weller, N., Schenker, M., Wedwitschka, H. (2012): Basisinformationen für eine nachhaltige Nutzung von landwirtschaftlichen Reststoffen zur Bioenergiebereitstellung (DBFZ Report Nr. 13), Leipzig.
- Zeller, V., Weiser, C., Reinicke, F., Wiegmann, K., Hennenberg, K., Thrän, D., Vetter, A., Wagner, B., Deumelandt, P., Zeymer, M., Bürzle, B., Adler, P., Ponitka, J., Postel, J., Müller-Langer, F., Rönsch, S., Gröngroft, A., Kirsten, C., Weller, N., Schenker, M., Wedwitschka, H. (2012): Basisinformationen für eine nachhaltige Nutzung von landwirtschaftlichen Reststoffen zur Bioenergiebereitstellung.
- Zhang, T., Walawender, W. P., Fan, L. T., Fan, M., Daugaard, D., Brown, R. C. (2004): Preparation of activated carbon from forest and agricultural residues through CO₂ activation. *Chemical Engineering Journal*, 105 (1-2), 53-59.
- Zhang, X. K., Li, Q., Liang, W. J., Zhang, M., Bao, X. L., Xie, Z. (2013a): Soil Nematode Response to Biochar Addition in a Chinese Wheat Field. *Pedosphere*, 23 (1), 98-103.
- Zheng, H., Wang, Z., Deng, X., Herbert, S., Xing, B. (2013a): Impacts of adding biochar on nitrogen retention and bioavailability in agricultural soil. *Geoderma*, 206, 32-39.
- Zheng, H., Wang, Z., Deng, X., Zhao, J., Luo, Y., Novak, J., Herbert, S., Xing, B. (2013b): Characteristics and nutrient values of biochars produced from giant reed at different temperatures. *Bioresource Technology*, 130, 463-471.
- Zheng, J., Stewart, C. E., Cotrufo, M. F. (2012): Biochar and Nitrogen Fertilizer Alters Soil Nitrogen Dynamics and Greenhouse Gas Fluxes from Two Temperate Soils. *Journal of Environmental Quality*, 41 (5), 1361-1370.
- Zimmerman, A. R. (2010): Abiotic and Microbial Oxidation of Laboratory-Produced Black Carbon (Biochar). *Environmental Science & Technology*, 44 (4), 1295-1301.
- Zimmerman, A. R., Gaob, B., Ahn, M. (2011): Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 (6), 1169-1179.
- Zimmermann, J., Dauber, J., Jones, M. B. (2012): Soil carbon sequestration during the establishment phase of *Miscanthus³ giganteus*: a regional-scale study on commercial farms using ¹³C natural abundance. *GCB Bioenergy*, 4 (4), 453-461.
- Zinkler, S., Mitschke, M., Winter, D., Arthen, A. (2012): Siedlungsabfallbilanz 2011. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- Zwart, D. C., Kim, S. H. (2012): Biochar amendment increases resistance to stem lesions caused by *Phytophthora* spp. in tree seedlings. *HortScience*, 47 (12), 1736-17

Anhang

Tab. A 1: Aufkommen von Biomasse (Reststoffe und Nachwachsende Rohstoffe) in einigen Bundesländern

Bundesland	Quelle	Berlin Vogt et al. (2012) [t FM a ⁻¹]	Hamburg Projects Energy GmbH (2009) [t FM a ⁻¹]	Hessen Raussen et al. (2008) [t FM a ⁻¹]	Rheinland-Pfalz IfaS (2004) [TJ a ⁻¹]	Saarland Baur et al. (2011) [t FM a ⁻¹]	Sachsen-Anhalt INTECUS GmbH (2012) [t FM a ⁻¹]	Sachsen Wagner et al. (2012) [t FM a ⁻¹]	Thüringen Vetter et al. (2010) [TJ a ⁻¹]
Holzartige Biomasse	Altholz	147.862 (2011)		380.000	4.283 ¹⁾	82.426 (2008)			1.320
	Sperrmüll (biogen)			164.847 (2008)					
	Baum-und Strauchschnitt	45.892 (2009)	30.000	40.000, 50% TS	13,6 ¹⁾ kr. 399 ¹⁾ ho.	9.607 Srm (2004)			105
	Industr. Nebenprodukte (Säge-, Zellstoffwerke)			820.000 m ³ a ⁻¹ , 30% TS	5.895 ¹⁾				9.910
	Waldholz		1.100, 80% TS	505.000, 50% TS	23.674 ¹⁾	199.006 Efm a ⁻¹			3.712
	Feldgehölz-, Obstschnitt		8.000, 30% TS						
	Weihnachtsbäume	2.324 (2011)							
Organische Abfälle d. Haushalte	Biotonne	58.155 (2011)	27.000, 30% TS	470.637	1.976 ¹⁾	53.680 (2009)	255.000	275.634	51
	Grünabfälle	100.939 (2009), 46% TS	10.000, 50% TS	285.000, (166.000 t kr., 119.000 t ho.), 50% TS		87.000 (2009) (58.000 t kr. 29.000 t ho.)	150.000	544.529 (2009)	220
	Organik (Hausmüll)	295.033 (2009), 35% TS		630.581 (2008)		152.489			1.328
	Laub- und Rasenschnitt- säcke	15.855 Laub (2011), 46% TS	100.000 Rasen, 30% TS (Eigen- kompostierung)						
Krautartige Biomasse	Verkehrstrassen- und Gewässerpflegematerial	4.758 (2011), 25% TS	27.200, 30% TS	30.000, 50% TS	110 ¹⁾ kr. 70 ¹⁾ ho.	1.405-3.395 t TM (2007) (732-2.280 t kr. 673-1115 t ho.)		250.342	720
	Mähgut/ Biotoppflege	43.600 (2011), 25% TS	40-50.000		326 ¹⁾ kr. 765 ¹⁾ ho.	1.986-2.947 (2004)		67.877	
Klärschlamm		87.452 t TM ¹⁾ , 29% TS		177.391 TM		18.900 t TM (2009)	6.950 t TM ¹⁾ (gewerb.) 29% TS*		
Biokraftstoff- substrate	Raps (Biodiesel)			168.300 (2008)	2.344 ¹⁾	3.105 t TM (2010) ¹⁾			2.670
	Getreide (Ethanol)			50.000 (Rüben)					1.425

Tab. A 1 (Forts.): Aufkommen von Biomasse (Reststoffe und Nachwachsende Rohstoffe) in einigen Bundesländern

Bundesland		Berlin [t FM a ⁻¹]	Hamburg [t FM a ⁻¹]	Hessen [t FM a ⁻¹]	Rheinland-Pfalz [TJ a ⁻¹]	Saarland [t FM a ⁻¹]	Sachsen-Anhalt [t FM a ⁻¹]	Sachsen [t FM a ⁻¹]	Thüringen [TJ a ⁻¹]
Organische Abfälle d. Gewerbe	Gewerbl. Grünschnitt		21.500, 20% TS		30 ¹⁾	422.329	156.910	13.198 (2009)	
	Speisereste	37.325 (2012), 18% TS		136.900		16.000			
	Überlagerte Lebens- mittel	24.106 (2012), 18% TS							
	Fettabscheider	12.873 (2012), 20% TS							
	Altfette, Küchen-abfälle	5.500 (2011), 95% TS			958 ¹⁾		5.084		
Biogas- substrate	Gülle (G), Festmist (F)			2.435.500, (1.985.400 (G), 450.100 (F))	3.010 ¹⁾	359.725 (2011) (250.130 t (G) 109.595 t (F))			5.400
	Mais		19.500 t TM (Nawa- Ro: Mais, Raps)	1.663.000 (Silage)	21.861 ¹⁾ (NawaRo)	41.922 t TM (2010) ¹⁾			5.245
	Getreide			555.000 (Silage)		26.900 t TM (2010) ¹⁾			1.700
	Sonstige					15.721 t TM (2010) ¹⁾			154
Kurzumtriebsplantagen				136.625		4.780 ¹⁾	15.527 t TM (2010) ¹⁾		
Fest- brennstoffe	Stroh			404.400 (2007), 85% TS	6.963 ¹⁾	45.000 t TM			11.300
	Verwurfgetreide				3.991 ¹⁾				570
	Energiegräser			83.900, 85% TS	2.766 ¹⁾				
	Sonderkulturen				542 ¹⁾ kr. 1.767 ¹⁾ ho.				
	Grünlandschnitt, Heu		10.500, 30% TS Silagegras,	1.050.700 (Wiesen, Mähweiden)	9.884 ¹⁾	56.896 t TM (2010)			
	Sonstige Reststoffe ²⁾				2.213 ¹⁾		45.951		

kr. -krautig, ho – holzig, Srm – Schüttraummeter, Efm - Erntefestmeter

¹⁾ Eigene Berechnung/Umwandlung²⁾ Trester, Schlempe, Rapskuchen

Tab. A 2: Nährstoff-Gesamtgehalte von Biokohlen aus Gehölzen

Quelle	Inputstoffe	Herstellung	Temp. °C	pH ³⁾	Nährstoffe - Gesamtgehalte								
					C g kg ⁻¹	N g kg ⁻¹	C/N	P g kg ⁻¹	K g kg ⁻¹	Ca g kg ⁻¹	Mg g kg ⁻¹	S g kg ⁻¹	
Lehmann et al. 2003a	Tropische Gehölze	Pyrolyse	traditionell, Kleinbauern	o.A.		708	10,9	65	6,80	0,9	1,3	0,3	
Blackwell et al. 2010	Eucalyptus-Holz	Pyrolyse	Lambiotte Reaktor	550-650		457	4,5	102					
Blackwell et al. 2010	Eucalyptus-Holz	Pyrolyse	Lambiotte Reaktor	550-650		649	4,0	162	1,00				
Blackwell et al. 2010	Gehölz(grün-)schnitt	Pyrolyse	Meiler, langsam	550		676	2,8	241	9,60				
Rondon et al.2007	Eucalyptus deglupta	Pyrolyse	Meiler	350	7,0	824	5,7	144	0,58			1,3	0,29
Yao et al. 2012	Bras. Pfefferbaum	Pyrolyse	langsam	300	6,6	593	3,0	198	0,30	1,0	7,3	1,2	
Yao et al. 2012	Bras. Pfefferbaum	Pyrolyse	langsam	450	7,3	756	3,0	252	0,70	2,5	13,2	2,3	
Yao et al. 2012	Bras. Pfefferbaum	Pyrolyse	langsam	600	9,1	770	1,0	770	0,90	1,2	18,1	2,9	
Yao et al. 2012	Bambus	Pyrolyse	langsam	300	6,7	662	4,0	166	2,40	3,0	2,2	1,4	
Yao et al. 2012	Bambus	Pyrolyse	langsam	450	5,2	769	2,0	385	3,60	3,5	2,9	1,9	
Yao et al. 2012	Bambus	Pyrolyse	langsam	600	7,9	809	2,0	405	5,00	5,2	3,4	2,3	
Yamato et al. 2006	Rinde, Acacia mangium	Pyrolyse	traditionell, Meiler	260-360	7,1	398	10,4	38					
Kammann et al. 2012	Holzrinde	HTC	Revatec-Reaktor, 2h	200	5,2	503	9,2	55					
Lentz et al. 2012	Holz (Eiche + Hickory)	Pyrolyse	schnell	500	6,8	662	3,2	207	0,30	3,4	3,7	1,5	0,08
Nguyen und Lehmann 2009a	Holzspäne (Eiche)	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	350	4,8	759	1,0	759		1,1	0,7		
	Holzspäne (Eiche)	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	600	4,9	884	1,2	737		2,2	0,9		
Rajkovich et al. 2012	Eichen-Holz	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	300	4,3	639	1,3	492	0,01	0,7	0,8	0,0	
Rajkovich et al. 2012	Eichen-Holz	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	400	4,6	788	1,7	464	0,01	1,5	1,1	0,1	
Rajkovich et al. 2012	Eichen-Holz	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	500	5,8	839	1,8	466	0,01	1,2	1,5	0,1	
Rajkovich et al. 2012	Eichen-Holz	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	600	6,4	876	1,7	515	0,00	2,1	1,2	0,1	
Rajkovich et al. 2012	Kiefern-Holz	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	300	6,7	621	1,0	621	0,26	0,7	2,9	0,7	
Rajkovich et al. 2012	Kiefern-Holz	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	400	4,6	744	0,9	827	0,04	0,4	2,2	0,5	
Rajkovich et al. 2012	Kiefern-Holz	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	500	5,6	834	1,0	834	0,00	0,7	2,7	0,8	
Rajkovich et al. 2012	Kiefern-Holz	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	600	6,0	870	1,3	669	0,01	0,8	2,2	0,6	
Gaskin et al. 2008	Kiefernspäne	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	400	7,6	739	2,6	284	0,15	1,5	1,7	0,6	0,01
Gaskin et al. 2008	Kiefernspäne	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	500	8,3	817	2,2	371	0,14	1,5	1,9	0,6	0,06
Jandl et al. 2012	Fichtenspäne	HTC	Fluß-Reaktor, 10 h	180	4,4	576	1,2	480					

¹⁾ Chinaschilf (*Panicum virgatum*) ²⁾ Pfahlrohr (*Arundo donax*) ³⁾ in H₂O; unterstrichen: in 0,01 M CaCl₂- o. 1 M KCl-Lsg.

Tab. A 3: Nährstoff-Gesamtgehalte von Biokohlen aus Schalen

Quelle	Inputstoffe	Herstellung	Temp. °C	pH ³⁾	Nährstoffe - Gesamtgehalte								
					C g kg ⁻¹	N g kg ⁻¹	C/N	P g kg ⁻¹	K g kg ⁻¹	Ca g kg ⁻¹	Mg g kg ⁻¹	S g kg ⁻¹	
Gaskin et al. 2008	Pellet. Erdnusshölse	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	400	10,5	732	24,3	30	1,80	15,2	4,6	2,2	0,60
Gaskin et al. 2008	Pellet. Erdnusshölse	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	500	10,1	804	24,8	32	2,00	16,4	5,1	2,5	0,60
Magrini-Bair et al. 2009	Erdnusshölse	Pyrolyse	o.A.	400		499	11,0	45	0,60	6,2			
Novak et al. 2009b	Erdnusshölse	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	400	7,9	748	27,0	28	2,60	20,0			0,90
Novak et al. 2009b	Erdnusshölse	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	500	8,6	818	27,0	30	2,60	20,0			1,00
Yao et al. 2012	Erdnusshölse	Pyrolyse	langsam	300	7,8	739	16,0	46	0,90	8,6	3,2	1,3	
Yao et al. 2012	Erdnusshölse	Pyrolyse	langsam	450	8,2	815	10,0	82	0,90	9,4	3,3	1,3	
Yao et al. 2012	Erdnusshölse	Pyrolyse	langsam	600	8,0	864	9,0	96	1,00	7,1	3,4	1,2	
Yao et al. 2012	Erdnusshölse	HTC	5h	300	6,8	564	9,0	63	8,00	0,0	2,0	0,2	
Novak et al. 2009b	Pekannusshölse	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	350	5,9	645	2,6	248	0,30	2,0			0,10
Novak et al. 2009b	Pekannusshölse	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	500	7,2	912	5,1	179	0,50	5,0			0,10
Novak et al. 2009b	Pekannusshölse	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	700	7,6	834	3,4	245	0,26	4,2	3,6	0,7	0,10
Rajkovich et al. 2012	Haselnussschale	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	300	6,4	699	5,4	129	0,40	5,2	3,7	0,8	
Rajkovich et al. 2012	Haselnussschale	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	400	7,7	758	5,1	149	0,30	4,3	2,8	0,6	
Rajkovich et al. 2012	Haselnussschale	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	500	8,6	801	5,1	157	0,28	4,3	2,7	0,5	
Rajkovich et al. 2012	Haselnussschale	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	600	8,9	841	5,2	162	0,33	5,2	3,3	0,6	
Tsai et al. 2006	Kokosnussschale	Pyrolyse	o.A.	500		690	9,4	73					

¹⁾ Chinaschilf (*Panicum virgatum*) ²⁾ Pfahlrohr (*Arundo donax*) ³⁾ in H₂O; unterstrichen: in 0,01 M CaCl₂- o. 1 M KCl-Lsg.

Tab. A 4: Nährstoff-Gesamtgehalte von Biokohlen aus Stroh

Quelle	Inputstoffe	Herstellung	Temp. °C	pH ³⁾	Nährstoffe - Gesamtgehalte							
					C g kg ⁻¹	N g kg ⁻¹	C/N	P g kg ⁻¹	K g kg ⁻¹	Ca g kg ⁻¹	Mg g kg ⁻¹	S g kg ⁻¹
Nguyen und Lehmann 2009a	Maisstroh	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	350	5,9	675	9,3	73		10,4	2,7	
	Maisstroh	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	600	6,7	790	9,2	86		6,7	3,1	
Fuertes et al. 2010	Maisstroh	Pyrolyse	rotierender Laborofen	550	9,9	743	7,8	95				
Fuertes et al. 2010	Maisstroh	HTC	4h	250	4,7	678	6,5	104				
Yuan et al. 2011	Maisstroh	Pyrolyse	Muffelofen	300	9,4	536	14,4	37	2,50			
Yuan et al. 2011	Maisstroh	Pyrolyse	Muffelofen	500	10,7	419	9,0	47	4,00			
Yuan et al. 2011	Maisstroh	Pyrolyse	Muffelofen	700	11,3	245	7,8	31	6,80			
Rajkovich et al. 2012	Maisstroh	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	300	7,3	595	11,6	51	1,37	17,1	6,5	5,9
Rajkovich et al. 2012	Maisstroh	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	400	9,2	626	11,0	57	1,81	20,2	7,3	6,6
Rajkovich et al. 2012	Maisstroh	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	500	9,9	687	11,1	62	1,85	24,8	11,7	9,5
Rajkovich et al. 2012	Maisstroh	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	600	10,0	698	10,1	69	2,11	24,6	9,4	8,6
Jandl et al. 2012	Getreidestroh	HTC	Fluß-Reaktor, 8 h	180	4,6	536	4,9	109				
Tsai et al. 2006	Reisstroh	Pyrolyse	o.A.	500		490	13,2	37				
Novak et al. 2009b	Chinaschilf ¹⁾	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	250	5,4	553	4,3	129	1,00	5,0		0,50
Novak et al. 2009b	Chinaschilf ¹⁾	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	500	8,0	844	10,7	79	2,40	10,0		0,60
Zheng et al. 2013b	Pfahlrohr ²⁾ o. Blätt.	Pyrolyse	Vakkumofen, N ₂	300	8,4	653	6,5	100	1,20	37,0		
Zheng et al. 2013b	Pfahlrohr ²⁾ o. Blätt.	Pyrolyse	Vakkumofen, N ₂	400	8,1	723	6,9	105	1,30	41,8		
Zheng et al. 2013b	Pfahlrohr ²⁾ o. Blätt.	Pyrolyse	Vakkumofen, N ₂	600	10,7	786	5,5	143	1,70	50,2		
Yuan et al. 2011	Rapsstroh	Pyrolyse	Muffelofen	300	6,5	616	1,9	324	1,60			
Yuan et al. 2011	Rapsstroh	Pyrolyse	Muffelofen	500	9,4	634	0,4	1585	2,70			
Yuan et al. 2011	Rapsstroh	Pyrolyse	Muffelofen	700	10,8	549	0,4	1373	4,80			
Yuan et al. 2011	Sojastroh	Pyrolyse	Muffelofen	300	7,7	576	12,7	45	2,70			
Yuan et al. 2011	Sojastroh	Pyrolyse	Muffelofen	500	10,9	626	3,7	169	4,40			
Yuan et al. 2011	Sojastroh	Pyrolyse	Muffelofen	700	11,1	579	1,0	579	5,80			
Yuan et al. 2011	Erdnussstroh	Pyrolyse	Muffelofen	300	8,6	537	26,0	21	6,30			
Yuan et al. 2011	Erdnussstroh	Pyrolyse	Muffelofen	500	10,9	485	15,1	32	9,50			
Yuan et al. 2011	Erdnussstroh	Pyrolyse	Muffelofen	700	11,2	470	15,1	31	11,60			

¹⁾ Chinaschilf (*Panicum virgatum*) ²⁾ Pfahlrohr (*Arundo donax*) ³⁾ in H₂O; unterstrichen: in 0,01 M CaCl₂- o. 1 M KCl-Lsg.

Tab. A 5: Nährstoff-Gesamtgehalte von Biokohlen aus Tiermist

Quelle	Inputstoffe	Herstell.	Temp. °C	pH ³⁾	Nährstoffe - Gesamtgehalte								
					C g kg ⁻¹	N g kg ⁻¹	C/N	P g kg ⁻¹	K g kg ⁻¹	Ca g kg ⁻¹	Mg g kg ⁻¹	S g kg ⁻¹	
Chan et al. 2008	Geflügelmist	Pyrolyse	langsam	450	9,9	380	20,0	19	25,20	22,1			
Lima und Marshall 2005	Geflügelmist + Sägesp.	Pyrolyse	Wasserdampfaktiv., N ₂	700		258	7,5	34	48,00	30,0			
Lima und Marshall 2005	Geflügelmist	Pyrolyse	Wasserdampfaktiv.	700		172	6,0	29	73,00	58,0			
Novak et al. 2009b	Geflügelmist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	350	8,7	461	49,0	9	29,00	60,0			7,80
Novak et al. 2009b	Geflügelmist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	700	10,3	440	28,0	16	43,00	90,0			10,00
Cantrell et al. 2012	Geflügelmist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	350	8,7	511	44,5	11	20,80	48,5	26,6	9,5	6,10
Cantrell et al. 2012	Geflügelmist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	700	10,3	459	20,7	22	31,20	74,0	40,2	14,5	6,30
Rajkovich et al. 2012	Geflügelmist	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	300	8,1	259	21,5	12	26,41	40,0	157,5	8,9	
Rajkovich et al. 2012	Geflügelmist	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	400	9,9	268	12,4	22	17,96	31,8	265,7	7,2	
Rajkovich et al. 2012	Geflügelmist	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	500	10,6	254	14,1	18	30,56	28,1	204,2	10,4	
Rajkovich et al. 2012	Geflügelmist	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	600	10,7	236	9,4	25	23,60	27,4	242,8	8,8	
Gaskin et al. 2008	Hühnermist	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	400	10,1	392	34,7	11	30,10	51,1	42,7	10,7	13,70
Gaskin et al. 2008	Hühnermist	Pyrolyse	Batch Reaktor, N ₂	500	9,7	392	30,9	13	35,90	58,6	50,4	12,9	13,90
Cantrell et al. 2012	Putenmist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	350	8,0	493	40,7	12	26,20	40,1	40,4	8,5	5,50
Cantrell et al. 2012	Putenmist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	700	9,9	448	19,4	23	36,60	55,9	56,1	12,4	4,10
Cantrell et al. 2012	Separ. Schweinemist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	350	8,4	515	35,4	15	38,90	17,8	39,1	24,4	8,00
Cantrell et al. 2012	Separ. Schweinemist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	700	9,5	441	26,1	17	59,00	25,7	61,5	36,9	8,50
Cantrell et al. 2012	Rindermist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	350	9,2	558	26,0	21	10,00	14,3	26,7	12,2	1,10
Cantrell et al. 2012	Rindermist	Pyrolyse	Temp.erhöhung stufig, N ₂	700	9,9	567	15,1	38	16,90	23,1	44,8	20,6	1,50
Rajkovich et al. 2012	Rindermist	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	300	8,9	561	26,6	21	5,39	15,0	20,2	8,8	
Rajkovich et al. 2012	Rindermist	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	400	9,2	577	24,2	24	6,45	16,6	22,6	9,7	
Rajkovich et al. 2012	Rindermist	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	500	9,4	594	25,8	23	3,95	14,9	18,5	8,5	
Rajkovich et al. 2012	Rindermist	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	600	9,9	628	22,5	28	8,27	20,9	26,5	11,7	
Jandl et al. 2012	Pferdemist I	HTC	Fluss-Reaktor, 10 h	180	6,4	335	7,1	47					
Jandl et al. 2012	Pferdemist II	HTC	Fluss-Reaktor, 10 h	180	6,2	334	10,4	32					

 1) Chinaschilf (*Panicum virgatum*)

 2) Pfahlrohr (*Arundo donax*)

 3) in H₂O; unterstrichen: in 0,01 M CaCl₂- o. 1 M KCl-Lsg.

Tab. A 6: Nährstoff-Gesamtgehalte von Biokohlen aus Klärschlamm und Bioabfällen

Quelle	Inputstoffe	Herstell.	Temp. °C	pH ³⁾	Nährstoffe - Gesamtgehalte								
					C g kg ⁻¹	N g kg ⁻¹	C/N	P g kg ⁻¹	K g kg ⁻¹	Ca g kg ⁻¹	Mg g kg ⁻¹	S g kg ⁻¹	
Bridle u. Pritchard 2004	Klärschlamm	Pyrolyse	ENERSLUDGE™ Technol.	450		470	64,0	7	56,00				5,00
Hossain et al. 2011	Klärschlamm	Pyrolyse	N2	300	5,3	256	33,2	8	25,00	2,0	34,7	3,5	44,70
Hossain et al. 2011	Klärschlamm	Pyrolyse	N2	400	4,9	202	24,0	8	28,00	2,0	41,7	4,3	47,20
Hossain et al. 2011	Klärschlamm	Pyrolyse	N2	500	7,3	203	21,3	10	33,00	3,0	46,2	4,6	59,00
Hossain et al. 2011	Klärschlamm	Pyrolyse	N2	700	12,0	204	12,0	17	36,00	4,0	53,5	5,4	61,70
Tsai et al. 2006	Zuckerrohr-Bagasse	Pyrolyse	o.A.	500		710	17,7	40					
Yao et al. 2012	Zuckerrohr-Bagasse	Pyrolyse	langsam	300	7,2	695	9,0	77	0,50	2,7	4,6	1,4	
Yao et al. 2012	Zuckerrohr-Bagasse	Pyrolyse	langsam	450	7,9	786	9,0	87	0,70	2,5	8,3	1,8	
Yao et al. 2012	Zuckerrohr-Bagasse	Pyrolyse	langsam	600	7,9	765	8,0	96	0,80	1,5	9,1	2,1	
Kammann et al. 2012	Zuckerrübenschnitzel	HTC	Revatec-Reaktor, 2h	200	4,8	497	21,2	23					
Jandl et al. 2012	Zuckerrübenschnitzel	HTC	Batch-Reaktor, 4 h	190	6,0	519	14,2	37					
Jandl et al. 2012	Zuckerrübenschnitzel	HTC	Batch-Reaktor, 12 h	190	6,4	556	14,0	40					
Gaji und Koch 2012	Zuckerrübenschnitzel	HTC	Batch-Reaktor, 12 h	190	5,9	501	13,0	39					
Gaji und Koch 2012	Biertreber	HTC	Batch-Reaktor, 12 h	190	5,3	544	35,0	16					
Jandl et al. 2012	Biertreber	HTC	Batch-Reaktor, 4 h	190	5,4	513	34,0	15					
Jandl et al. 2012	Biertreber	HTC	Batch-Reaktor, 12 h	190	5,6	545	33,0	17					
Chan et al. 2007	Grünabfälle	Pyrolyse	langsam	450	6,2	680	1,7	400	0,20	2,0			
Jandl et al. 2012	Gärrest (Mais)	HTC	Fluss-Reaktor, 10 h	180	6,4	411	12,6	33					
Rajkovich et al. 2012	Küchenabfälle	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	300	7,5	653	58,8	11	5,87	13,0	28,2	3,3	
Rajkovich et al. 2012	Küchenabfälle	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	400	8,3	524	36,5	14	5,01	14,6	51,7	5,3	
Rajkovich et al. 2012	Küchenabfälle	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	500	9,7	367	25,6	14	7,52	21,3	53,8	4,5	
Rajkovich et al. 2012	Küchenabfälle	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	600	10,5	232	10,3	23	8,15	27,9	73,5	6,6	
Rajkovich et al. 2012	Papierfaserschlamm	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	300	7,4	212	0,9	236	0,83	2,8	258,1	2,4	
Rajkovich et al. 2012	Papierfaserschlamm	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	400	8,2	200	1,1	182	0,83	3,3	266,2	2,8	
Rajkovich et al. 2012	Papierfaserschlamm	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	500	9,3	192	0,7	274	0,82	3,3	289,2	2,7	
Rajkovich et al. 2012	Papierfaserschlamm	Pyrolyse	langsam, Daisy Reaktor, N ₂	600	11,1	192	0,8	240	0,94	3,8	311,2	2,9	

¹⁾ Chinaschilf (*Panicum virgatum*)

²⁾ Pfahlrohr (*Arundo donax*)

³⁾ in H₂O; unterstrichen: in 0,01 M CaCl₂- o. 1 M KCl-Lsg.

