

Biokohle – Potential und Grenzen der Anwendung in der Land- und Forstwirtschaft

Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz im BML

2. Auflage

Wien, 2024

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, Stubenring 1, 1010 Wien

Autorinnen und Autoren: Gerhard Soja, Andreas Baumgarten, Johannes Tintner-Olifiers, Angela Hofmann, Elisabeth Wopienka, Christoph Pfeifer, Thomas Prohaska, Robert Obenaus-Emler, Markus Puschenreiter, Erwin Pfundtner, Heide Spiegel, Sophia Götzinger, Andreas Bohner, Gerald Dunst, Viktor J. Bruckman, Marcel Huber, Werner Kössler, Elisabeth Jost, Erwin Schmid, Franz Zehetner, Katharina Keiblinger, Barbara Kitzler, Gabriel Sigmund und Franz Hölzl

Wien, 2024. Stand: 16. April 2024

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft und der Autorin / des Autors ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin / des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls vorgreifen.

Rückmeldungen: Ihre Überlegungen zu vorliegender Publikation übermitteln Sie bitte an andrea.spanischberger@bml.gv.at.

Vorwort

Seit der ersten Auflage hat es viele neue Entwicklungen gegeben. Das Thema Kohlenstoff hat vor allem im Zusammenhang mit dem Klimawandel mittlerweile eine große Aufmerksamkeit auf politischer Ebene gewonnen und darüberhinausgehend gibt es auch zahlreiche neue Forschungsergebnisse zum Thema Biokohle. Die land- und forstwirtschaftliche Pflanzenproduktion steht vor der Aufgabe, ein Mehr an Produktion auf geringerer Fläche, unter schwierigeren Umweltbedingungen und unter stringenter Beachtung von Nachhaltigkeitskriterien zu schaffen. Für diese Aufgabe werden verschiedene innovative Werkzeuge und Methoden benötigt, die bestmöglich eingesetzt werden sollten. Die Produktion und Anwendung von Biokohle kann als eines dieser Werkzeuge in der Toolbox verantwortungsbewusster land- und forstwirtschaftlicher Produzentinnen und Produzenten gesehen werden. Jedes Werkzeug kann sowohl sinnvoll eingesetzt als auch missbraucht werden. Dasselbe gilt für Biokohle. Diese Broschüre möchte daher dazu beitragen, die Vorteile eines sinnvollen und praxisgerechten Einsatzes von Biokohle aufzuzeigen und die Nachteile einer falschen oder deplatzierten Anwendung zu vermeiden.

Gerhard Soja und Andreas Baumgarten,

im Namen des Redaktionsteams

Inhalt

| | |
|--|-----------|
| Vorwort | 3 |
| 1 Einleitung und Begriffsbestimmungen | 6 |
| Einleitung..... | 6 |
| Begriffsbestimmungen | 7 |
| 2. Herstellung von Biokohlen bzw. Karbonisaten | 10 |
| a. Historische Wurzeln der Biokohle | 10 |
| b. Thermochemische Umwandlung – Pyrolyse und Vergasung | 12 |
| Allgemeines zu thermochemischen Verfahren..... | 12 |
| Prozessbeschreibung..... | 14 |
| Technologische Umsetzung – Übliche Reaktortypen für die Biokohleproduktion..... | 15 |
| (Neben-)produkte und energetische Einbindung | 16 |
| Prozessbeschreibung..... | 17 |
| Einsetzbare Rohstoffe | 18 |
| Produkte der thermochemischen Vergasung | 18 |
| c. Hydrothermale Verfahren | 20 |
| Prozessbeschreibung..... | 20 |
| Technologische Umsetzung – Übliche Reaktortypen für die Biokohleproduktion..... | 21 |
| (Neben-)produkte und energetische Einbindung | 22 |
| d. Methan-Pyrolyse..... | 23 |
| 3. Qualitätskriterien von Biokohle und deren Überprüfung – eine Bestandsaufnahme .. | 26 |
| 4. Verfügbarkeiten von Biomasse | 34 |
| 5. Einsatzchancen für Biokohlen bzw. Karbonisate..... | 40 |
| a. Biokohle in der Landwirtschaft..... | 40 |
| I. Ackerbau | 40 |
| II. Grünlandwirtschaft..... | 46 |
| III. Tierhaltung..... | 51 |
| b. Biokohle im Gartenbau und in der Grünraumgestaltung..... | 52 |
| Torfersatz: | 52 |
| Herstellung Von Spezialsubstraten: | 53 |
| Stockholmer Baumpflanzsystem:..... | 53 |
| Biokohle Als Kompostbestandteil | 54 |
| c. Biokohle in der Forstwirtschaft | 54 |
| Anwendungsmöglichkeiten von Biokohle in der Forstwirtschaft..... | 55 |

| | |
|--|------------|
| d. Biokohle als CO ₂ -Senke | 62 |
| e. Biokohle und technischer Kohlenstoff in der Baustoffindustrie | 65 |
| 6. Potentielle Gefährdungen durch Biokohlen bzw. Karbonisate | 70 |
| 7. Aktualisierte Betrachtung der Wirtschaftlichkeit..... | 76 |
| 8. Wirkungsweisen von Biokohlen bzw. Karbonisaten..... | 82 |
| a. Als Bodenhilfsstoff im System Boden-Pflanze | 82 |
| b. Als Bodenhilfsstoff in Wechselwirkungen mit Boden-Mikroorganismen | 91 |
| c. Aufnahmefähigkeit für Nährstoffe und Schadstoffe von Biokohle | 103 |
| 9. Schlussfolgerungen – Bewertung der Chancen und Risiken..... | 109 |
| Tabellenverzeichnis..... | 112 |
| Abbildungsverzeichnis..... | 113 |
| Literaturverzeichnis | 114 |

1 Einleitung und Begriffsbestimmungen

Gerhard Soja; AIT Austrian Institute of Technology GmbH; Universität für Bodenkultur
Wien – Institut für Verfahrens- und Energietechnik; ÖBIKA – Österreichischer Verein für
Biomasse-Karbonisierung

Einleitung

Biokohle hat in den vergangenen zwei Jahrzehnten eine beachtliche Karriere vorgelegt. Von den zur Jahrtausendwende erst wenigen Experten und Expertinnen der Bodenkunde, welche die Rolle der Biokohle in der Jahrhundertealten Terra Preta der indigenen Amazonas-Bevölkerung aufgedeckt haben, bis zu einer Forschungs-Community, welche allein nur im Jahr 2021 etwa 3.000 wissenschaftliche Artikel in Fachzeitschriften veröffentlicht hat, liegt ein exponentieller Anstieg des öffentlichen und wissenschaftlichen Interesses an Biokohle. Zu den ursprünglich auf die Pflanzenproduktion fokussierten Anwendbarkeits-Untersuchungen sind seit 5-10 Jahren zusätzliche Verwendungszwecke wie Schadstofffilterung, Bodensanierung, Tierfütterung und Komposit-Bestandteil im Werkstoffbereich hinzugekommen. Spätestens seit dem 1,5 °C-Sonderbericht des Weltklimarates IPCC von 2018, welcher die Bedeutung von Biokohle bei der Bekämpfung des Klimawandels unterstrichen hat, ist der interessierten Öffentlichkeit bewusstgeworden, dass Biokohle nicht nur ein geeigneter Bodenhilfsstoff mit – wenn richtig eingesetzt – bodenfruchtbarkeitsverbessernden Eigenschaften ist, sondern auch eine aktive Maßnahme zur Entfernung des im Übermaß in der Atmosphäre vorhandenen Kohlenstoffdioxids darstellt. Die permanente Speicherfähigkeit von Biokohle für Kohlenstoff im Boden oder in Baustoffen ist mittlerweile auch in langfristigen Versuchsreihen festgestellt worden und hat eine Quantifizierbarkeit der Speicherleistung ermöglicht.

Das große Interesse und die steigende Nachfrage nach Biokohle vermögen die am Markt agierenden Produzent und Produzentinnen nur mit Mühe zu erfüllen. Wenn ein Produkt so große Nachfrage erfährt und in signifikanten Mengen in der Praxis eingesetzt wird, ist damit eine besondere Verantwortung verbunden, nachteilige Auswirkungen auf Umwelt und Gesundheit so vollständig wie möglich auszuschließen. Wiewohl vorsätzlicher Missbrauch und falsche Anwendungen aus Unwissenheit wie bei jeder Technologie auch bei Biokohle nicht

komplett ausgeschlossen werden können, besteht aber doch ein bereits gut ausgereiftes, regelmäßig am aktuellen Stand gehaltenes Regelwerk, bei dessen Befolgung sowohl die Nachhaltigkeit von Erzeugung und Anwendung von Biokohle(n) als auch die Sicherheit für Umwelt, Anwender und Anwenderinnen gewährleistet ist. Diese Richtlinien sind beispielsweise im European Biochar Certificate (EBC) oder in der österreichischen ÖNORM S 2211 festgelegt. Zwar haben diese Regelungen keine Gesetzeskraft, ihre Befolgung hat sich jedoch als Qualitätsstandard durchgesetzt, sodass Produkte ohne diese Qualitätsnachweise Marktnachteile haben.

Diese Neuauflage des Berichts des Fachbeirates hat sich die Aufgabe gestellt, zu einer Orientierungshilfe für eine gute Anwendungspraxis von Biokohle zu werden. Das Autoren- und Autorinnenteam verfolgt dabei den unkonventionellen und herausfordernden Weg, eine seit der ersten Auflage verfünffachte Wissensbasis aus Ergebnissen der Wissenschaft und Praxis in einer noch komprimierteren Form als in der ersten Auflage darzustellen. Praktiker und Praktikerinnen, Entscheidungsträger und Entscheidungsträgerinnen und die interessierte Öffentlichkeit wird mit diesem Abriss ein Bild von der Vielfältigkeit, aber auch Komplexität des Gebietes der verschiedenen Formen von Biokohle und ihren vielfältigen Anwendungsmöglichkeiten geboten. Allen Interessierten werden durch die kapitelweisen Referenzen auf Übersichtsartikel und Fachliteratur Möglichkeiten zur weiteren Vertiefung in das Fachgebiet Biokohle geboten. Diese Kombination aus komprimierter Fachinformation mit den Verweisen auf die weite Welt der Praxis- und Wissenschaftsliteratur möge die geeignete Leserschaft zur sachgerechten Beurteilung der Rechtfertigung, der Vorteile und Limitierungen von Biokohle-Anwendungen befähigen.

Begriffsbestimmungen

Die Vielzahl von Bezeichnungen für verschiedene karbonisierte Materialien erfordert die Verwendung einer einheitlichen Nomenklatur. Im Dienste der Eindeutigkeit von Begriffen im vorliegenden Bericht wird der Nomenklatur Vorschlag von Lehmann et al. [1] aufgegriffen und um die Modifikationen von Haubold-Rosar et al. [2] sowie der Richtlinie des European Biochar Certificate [3] erweitert:

Biokohle / Biochar: Festes, poröses Produkt, das nach der thermochemischen Umwandlung von Biomasse bei 350 bis 1.000 °C in Sauerstoff-limitierter Umgebung (= Pyrolyse) erhalten wird. Biokohle kann direkt als Produkt oder als Bestandteil von Mischprodukten für Maß-

nahmen des Umweltmanagements eingesetzt werden. Bei der Anwendung muss der Kohlenstoff langfristig und klimarelevant als Kohlenstoff-Senke erhalten bleiben oder ersetzt in industriellen Prozessen den Kohlenstoff aus fossilen Energieträgern. Biokohle muss in Bezug auf seine Schadstoffgehalte jene Grenzwerte einhalten, welche in der ÖNORM S 2211 und in der Richtlinie des European Biochar Certificate (EBC) festgelegt werden, auch wenn nicht ausschließlich pflanzliche Biomasse für die Herstellung verwendet worden ist.

Biokohle wird als deutscher Begriff für den englischen Terminus Biochar verwendet. Der Begriff Biokohle impliziert nicht automatisch die Herkunft der Ausgangsstoffe aus der biologischen Landwirtschaft oder die Verwendung in der Biolandwirtschaft. Die Silbe „bio“ weist hingegen auf Biomasse (ohne weitere Spezifikation) als Ausgangsmaterial für Biokohle hin. Für eine weitere Detaillierung des Typus von Biokohle oder biokohle-ähnlicher Produkte können den Namen des Ausgangsmaterials der pyrolysierten Biomasse (z. B. „Pflanzenkohle“, „Klärschlammkohle“) oder die Herstellungsverfahren (z. B. „Pyrolyse-Kohle“, „Hydrokohle“, „Vergaserkohle“) im Namen verwendet werden.

Pflanzenkohle: Biokohle, die aus pflanzlichen Ausgangsstoffen entsprechend der ÖNORM S 2211 oder der Positivliste erlaubter Eingangsstoffe im Rahmen der Richtlinie des European Biochar Certificate (EBC) hergestellt worden ist und deren chemische Eigenschaften den dort festgelegten Definitionen entsprechen.

Holzkohle (Charcoal): Ist eine spezielle Form der Biokohle auf Basis von holziger Biomasse und wird mit den gleichen Verfahren wie Biokohle hergestellt.

Hydrokohle (Hydrochar): Festes Produkt der hydrothermalen oder vapo-thermalen Karbonisierung, abgekürzt als HTC bzw. VTC bezeichnet. Die chemischen und anwendungstechnischen Eigenschaften dieser Produkte können von Biokohle abweichen, der Einsatzzweck kann sich aber mit den Anwendungsformen von Biokohle überschneiden.

Vergaserkohle: Fester Rückstand der Vergasung von Biomasse. Als Biomassevergasung wird eine thermochemische Umwandlung von Biomasse in ein brennbares Produktgas (Brenn- gas) mit Hilfe eines Vergasungs- oder Oxidationsmittels (meist Luft, Sauerstoff, Kohlendioxid oder Wasserdampf) bezeichnet.

Karbonisat: Überbegriff für das feste Produkt eines Karbonisierungsprozesses (z. B. Pyrolyse, Vergasung, hydrothermale Karbonisierung).

Aktivkohle (Activated Carbon): umfasst alle Materialien, die

- durch thermochemische Umwandlung entstanden sind und
- organischen Kohlenstoff enthalten und
- durch Wasserdampf oder Chemikalienzusatz aktiviert und
- für den umwelttechnologischen Einsatz produziert werden.

Aktivierter Biokohle: Biokohle, die mit Methoden der Aktivkohle-Herstellung behandelt worden ist. Wenn eine Biokohle mit Nährstoffen, Mineralstoffen oder Mikroorganismen angereichert worden ist, sollte die jeweilige Behandlungsform als Detailbezeichnung aufscheinen, beispielsweise „nährstoff-aktivierte Biokohle“, „nährstoff-angereicherte Biokohle“ oder „mikrobiologisch-aktivierte Biokohle“.

Literatur:

[1] Lehmann, J. and Joseph, S. (eds.): Biochar for Environmental Management. 2nd edition. Earthscan / Routledge, London, 2015.

[2] Haubold-Rosar, M. et al.: Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer «veränderter» Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden. Texte 04/2016. Umweltbundesamt, Dessau, 2016.

[3] EBC (2012-2022) 'European Biochar Certificate – Richtlinien für die Zertifizierung von Pflanzenkohle', Ithaka Institute, Arbaz, Switzerland. <http://www.european-biochar.org>
Version 10.1G vom 10. Januar 2022

2. Herstellung von Biokohlen bzw. Karbonisaten

a. Historische Wurzeln der Biokohle

Johannes Tintner-Olifiers; Universität für Bodenkultur, Institut für Physik; denkstatt GmbH

Die bekanntesten historischen Wurzeln der Biokohle liegen in den Terra Pretra Böden des tropischen Südamerikas. Diese Böden sind anthropogen entstanden und zeichnen sich durch einen hohen Gehalt an Pyrolyse-Kohlenstoff, sowie eine dauerhaft hohe Fruchtbarkeit aus. Über die genaue Entstehung der eingebrachten Kohle ist relativ wenig einheitlich klar. Deutlich mehr Bescheid wissen wir über die historische Holzkohleproduktion Europas in stehenden und liegenden Meilern. Diese wichtigen Wurzeln werden von engagierten Menschen als Traditionshandwerk bis heute als immaterielles Kulturerbe erhalten. Die Emissionssituation dieser Meiler ist unzureichend erforscht, die erzeugte Kohle ist grundsätzlich als Biokohle geeignet, sofern sie die chemischen Anforderungen erfüllt. Die gesicherte Fassung von Pyrolysegasen ist allerdings nur in geschlossenen Anlagen möglich. Da Holzkohle in großer Menge nach Europa importiert wird, werden Herkunfts- und Produktionsnachweise in Zukunft intensiver einzufordern sein.

Die positive Wirkung auf Bodeneigenschaften wie auch für die Kohlenstoffsequestrierung wird sehr stark von prähistorischen Vorbildern abgeleitet. Im Amazonasbecken und später auch in anderen tropischen und subtropischen Gegenden wurden anthropogen entstandene Böden entdeckt, die sich durch einen überdurchschnittlich hohen Kohlenstoff- wie auch Nährstoffgehalt auszeichnen. Sie sind überaus fruchtbar und das über lange Zeit. Das Phänomen ist erstaunlich, da die meisten Böden in tropischen Regionen aufgrund hoher Mineralisierungsraten relativ arm an organischer Substanz sind. Dies ist auch der Grund, warum tropische Böden üblicherweise besonders vulnerabel auf Erosion reagieren, wenn der Primärwald zerstört wird. Im Gegensatz dazu verhält sich Terra Preta, wie diese anthropogenen Böden im Amazonasbecken genannt werden, deutlich günstiger. Mittlerweile wurde die Bedeutung von Pyrolyse-Kohlenstoff auch für die Schwarzerde Böden Europas

und Russlands erkannt. Diese Wurzeln lassen die Biokohleanwendung folglich vielversprechend aussehen. Allerdings muss klar gesagt werden, dass die Pyrolysebedingungen, unter denen Kohle prähistorisch entstanden ist und auch bis heute weltweit entsteht, keinesfalls dem entspricht, was in dieser Broschüre propagiert wird. Für die heimischen Böden wird aktuell intensiv geforscht und diskutiert, ob bzw. in welcher Form der Mensch in die Entstehung von Pyrolyse-Kohlenstoff eingegriffen hat. Bei den Terra-Preta-Böden ist das zwar gesichert, die Art der Kohleherstellung ist allerdings nicht klar. Es spricht viel dafür, dass mit Abfällen gemischte Brandrückstände mehr oder weniger aktiv eingearbeitet wurden. Die Heterogenität der Terra Preta und ihre langsame und schwierige Erforschung lassen nur ein lückenhaftes Verständnis zu, wie diese Böden tatsächlich entstanden sind. Es wäre daher vermessen, wenn wir heute davon sprechen, moderne Terra-Preta-Böden herzustellen. Dazu fehlt uns schlicht das umweltgeschichtliche Verständnis.

Deutlich mehr Information haben wir über die historische Kohleproduktion in Kohlemeilern. Seit dem Mittelalter sind so genannte Grubenmeiler dokumentiert. Vermutlich wurde am Boden einer Grube Feuer gemacht und dieses anschließend mit Holz dicht zugeschichtet. Oben wurde der Meiler abgedeckt, um die Sauerstoffzufuhr zu reduzieren. Wie genau der Prozess gesteuert wurde, kann heute nur noch erahnt werden. Vermutlich waren die Meiler einfach zu bedienen, allerdings bei geringer Ausbeute. Dies dürfte dazu geführt haben, dass die Meiler teils schon im Mittelalter zunehmend an der Erdoberfläche errichtet wurden. Solche Meiler werden noch heute in einigen Teilen Europas, aber auch stellenweise in Südamerika errichtet. Das Kohl Holz steht dicht geschichtet auf einem Holzrost aufgestellt. Außen wird Reisig aufgelegt, um das Einfallen von Löss zu verhindern. Löss ist ein Gemisch aus Erde und Kohlenstaub, der als Abdeckmaterial den Abschluss bildet. Der Köhler startet den Pyrolysevorgang über einen Schacht in der Mitte. Dort wird ein Feuer so lange offen gehalten, bis es das Kohl Holz ausreichend erhitzt hat. Dann wird der Schacht ebenfalls mit Holz gefüllt und oben abgedeckt. Den weiteren Prozess steuert der Köhler, indem er am Fuß Löcher durch die Löss gräbt und damit den Sauerstoffeintrag steuert. Ähnlich konzipiert, allerdings rechteckig, sind so genannte Langmeiler. Diese Tradition dürfte im 18. Jhdt. nach Österreich importiert worden sein und wird heute noch von wenigen Köhlern in Niederösterreich betrieben. Das Holz wird nicht stehend, sondern liegend eingebracht. Die Seiten werden mit Löss abgedeckt und außen durch Bretterwände gehalten. Bei allen historischen Meiler Typen wird vom Köhler die Luftzufuhr aktiv gesteuert, die Pyrolysegase entweichen ebenso mehr oder weniger gesteuert. Über die Klimarelevanz dieser historischen Meiler wurde bereits einiges geforscht, die Ergebnisse sind nicht ausreichend, um eine abschließende Beurteilung abgeben zu können. Allerdings ist klar, dass nur durch geschlossene Systeme, Abluftströme garantiert erfasst und behandelt werden können. Die Bedeutung des historischen Handwerks erscheint gerade unter dem Licht der Biokohleanwendung

wichtig, immerhin ist dieses Handwerk in ganz Europa und darüber hinaus eine fundamentale Stütze der industriellen Revolution. Die Arbeit der aktiven Köhlerinnen und Köhler ist daher für den Erhalt und die Pflege dieses Traditionshandwerks von immenser Bedeutung. Die Kohle dieser Köhlerstätten ist grundsätzlich auch als Biokohle gefällig, sofern sie die notwendigen chemischen Eigenschaften mitbringt. Traditionsköhlerei sollte allerdings stets der Handwerkspflege dienen und nicht primär der Produktion von Biokohle.

Global betrachtet wird die meiste Kohle in diversen offenen Meilern, halb offenen und geschlossenen Retorten produziert. Eine globale Übersicht über die Holzkohleerzeugung ist aktuell nicht vorhanden. Aus Namibia sind Tonnenmeiler aus Stahlzylindern dokumentiert, die im ländlichen Raum leicht errichtet und betrieben werden können. Ihre Emissionssituation der Pyrolysegase und an Staub ist vermutlich deutlich schlechter als bei historischen Meilern. Andererseits wird aktuell in vielen Regionen an relativ einfachen, kostengünstigen und umweltfreundlichen Retorten gearbeitet. Leider sind von diesen Retorten derzeit nicht ausreichend Daten zur Emissionssituation verfügbar. Daher lässt sich derzeit nicht gesichert sagen, wie problematisch solche Retorten in der Kohleproduktion sind.

Für die Biokohleproduktion bleibt es essentiell eine gesicherte, qualitätsgesicherte Herkunft zu kennen. In Zukunft werden wohl auch analytische Nachweise zur Herkunftskontrolle gefragt sein, wie sie derzeit bereits für Grillkohle in Verwendung sind.

b. Thermochemische Umwandlung – Pyrolyse und Vergasung

Angela Hofmann; MCI Management Center Innsbruck und Josef Ressel; Zentrum für die Produktion von Pulveraktivkohle aus kommunalen Reststoffen

Elisabeth Wopienka; BEST – Bioenergy and Sustainable Technologies GmbH

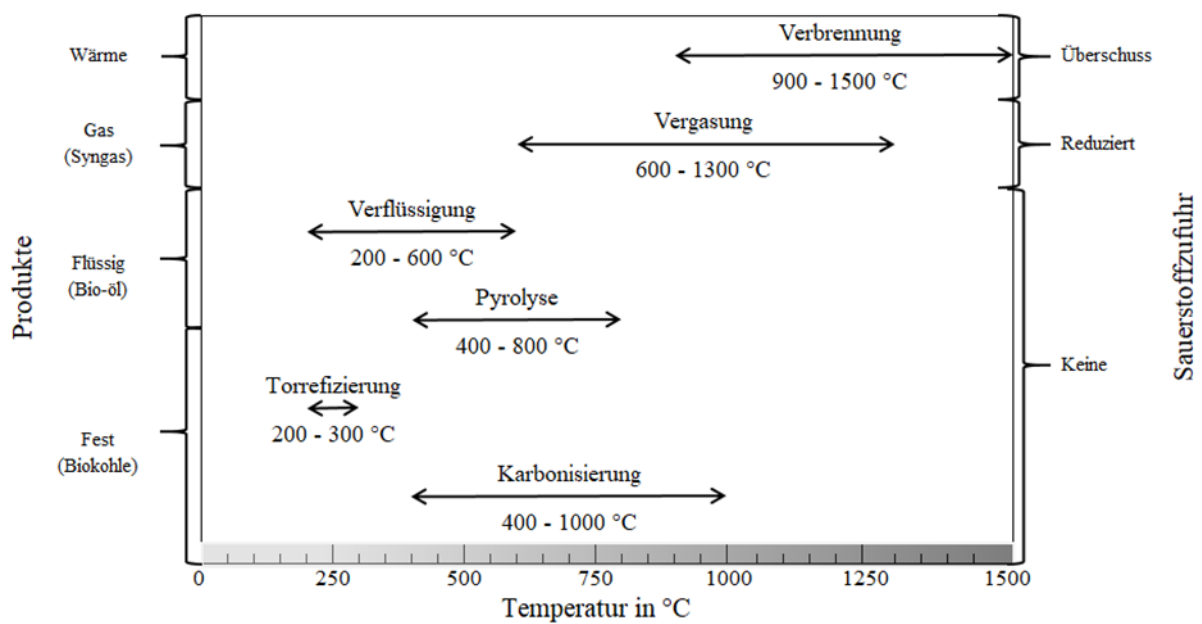
Allgemeines zu thermochemischen Verfahren

Thermochemische Umwandlungsprozesse sind Verfahren, bei denen ein fester, kohlenstoffhaltiger und damit zumeist biogener Ausgangsrohstoff in feste, flüssige und gasförmige Produkte überführt werden. Welche Produkte erzielt werden hängt einerseits vom verwendeten Rohstoff ab, vor allem aber von den Prozessbedingungen. Dabei ist die Sauerstoffzufuhr – neben Druck und Temperatur – einer der wichtigsten Prozessparameter um die Produktzusammensetzung zu steuern. Bei geringer Sauerstoffzufuhr und geringen Temperaturen werden – je nach Rohstoff – eher feste und/oder flüssige Produkte erzeugt. Je höher

die Sauerstoffzufuhr desto mehr gasförmige Produkte entstehen, bis – bei vollständiger Oxidation der Biomasse – die Verbrennung resultiert. Die Produkte können entweder stofflich verwertet werden (z. B. Biokohle oder Bio-Öle), aber auch der energetischen Verwertung zugeführt werden (z. B. Syngas).

Man unterscheidet folgende Hauptprozesse: Karbonisierung/Torrefizierung, Pyrolyse, Li- quifizierung, Vergasung und Verbrennung (siehe Abbildung 1 – Quelle: Renner 2021).

Abbildung 1: Parameter und Produkte von thermochemischen Prozessen



Pyrolyse

Typische Größe der Anlagen: ab ca. 100 kg/h möglich, typischerweise ab 500 kg/h Inputmassenstrom

Prozessführung am Markt sind kontinuierlich arbeitende sowie Batch Reaktoren vertreten; wobei kontinuierlich arbeitende Technologien (v. a. Drehrohr- und Schneckenreaktoren) überwiegen.

Geeignete Einsatzrohstoffe: große Bandbreite an Einsatzrohstoffen möglich

Stand der Technik

- Pyrolyse ist eine gut etablierte Technologie im individuellen Anlagebau
- Standardlösungen / Seriengeräte bieten etwa 25 Anbieter in der EU an
- Referenzanlagen im Feld gibt es Recherchen zufolge von etwa der Hälfte der Anbieter, wobei nur wenige mehr als 2 Anlagen vorweisen können.

Prozessbeschreibung

Bei der Pyrolyse wird feste Biomasse durch thermochemische Zersetzung unter Ausschluss von Sauerstoff direkt in feste (d. h. Biomassekoks, Holzkohle), flüssige (d. h. Pyrolyse- oder Bioöle) und gasförmige Produkte umgewandelt. [Hartmann, Kaltschmitt 2016]

Die Anteile der verschiedenen Pyrolyseprodukte variieren in Abhängigkeit von Prozesstemperatur, Verweilzeit und Aufheizrate. Dementsprechend werden Pyrolysetechnologien anhand dieser Parameter klassifiziert. Überwiegend flüssige Pyrolyseprodukte erhält man bei sehr kurzen Verweilzeiten und höheren Temperaturen, während sich das Produktspektrum bei langen Verweilzeiten und geringeren Temperaturen in Richtung Kohle verlagert (vgl. dazu Abbildung 3). Verfahren die bei relativ niedrigen Temperaturen ablaufen, werden auch als Torrefizierung bezeichnet.

Tabelle 1: Typische Prozessbedingungen und Ausbeuten an Hauptprodukten bei der Biomasse- Pyrolyse [Hartmann, Kaltschmitt 2016]

| Verfahren | Bedingungen | Flüssigkeit ^a | Feststoff | Gas |
|-------------------------------------|---|--------------------------|-----------|------|
| In Gewicht.- % (Bezug Trockenmasse) | | | | |
| Schnell | | | | |
| Schnell (flash, fast) | 500 °C (450–600 °C) Heißgasverweilzeit <2–3 s hohe Heizrate | ~ 70 | ~ 12 | ~ 13 |
| Mittelschnell (intermediate) | 500 °C (450–600 °C) Heißgasverweilzeit 10–30 s mittlere b hohe Heizrate | ~ 50 | ~ 25 | ~ 25 |

| Verfahren | Bedingungen | In Gewicht.- % (Bezug Trockenmasse) | | |
|-----------------------|--|-------------------------------------|-----------|------|
| | | Flüssigkeit ^a | Feststoff | Gas |
| Langsam | | | | |
| Karbonisierung | ~400 °C Heizgasverweilzeit h – d Niedrige Heizrate | ~ 30 | ~ 35 | ~ 35 |
| Torrefizierung | ~250–290 °C Feststoffverweilzeit 10-60 min niedrige Heizrate | ~ 5 | ~ 80 | ~ 20 |

^a unter Normalbedingungen

Die pyrolytische Zersetzung des Einsatzrohstoffes erfordert Energie in Form von Wärme. Wird ein Teil der entstandenen Gase im Reaktor verbrannt und so zur Prozesswärmebereitstellung genutzt, spricht man von autothermer Pyrolyse. Sogenannte allotherme Pyrolyseprozesse finden hingegen in einem abgeschlossenen Reaktorraum statt, welcher extern und somit räumlich getrennt beheizt wird. Diese Trennung ermöglicht eine gezieltere Steuerung der Reaktionsbedingungen.

Technologische Umsetzung – Übliche Reaktortypen für die Biokohleproduktion

Die Umwandlung mittels langsamer Pyrolyse eignet sich für eine große Bandbreite an Einsatzrohstoffen. Die Technologie selbst ist gut entwickelt und wird für verschiedene Anwendungen bereits häufig eingesetzt. Wenig etabliert sind jedoch standardisierte Lösungen, die als fertiges System gekauft und in bestehende Prozesse oder Wertungsketten integriert werden können. Dementsprechend fehlen auch einheitliche Rahmenbedingungen und Routinen für Zulassung und Betrieb solcher Anlagen.

Biokohle wird überwiegend in langsamen bzw. auch mittelschnellen Pyrolyseverfahren hergestellt. Dabei kommen vor allem Schneckenreaktoren sowie Drehrohr-Reaktoren zum Einsatz. Batch-Reaktoren z. B. in Form sogenannter Kontiki-Öfen wurden bisher eher immer als Hobbyartikel im kleinsten Leistungsbereich angeboten, doch wurden jüngst auch in diesem Bereich einzelne technologisch durchdachte Lösungen entwickelt [z. B. <https://carbonauten.com/technologie>]. Recherchen ergaben etwa 25 Anbieter in der EU, die Standard-Pyrolyselösungen anbieten, wobei nur wenige davon in Betrieb befindliche Referenzanlagen vorweisen können.

Typische Anlagengrößen für solche Standardlösungen liegen bei einem Rohstoffeinsatz von 500–1.000 kg/h, wobei vereinzelt auch Anlagen mit geringeren Kapazitäten angeboten werden. In größeren Leistungsbereichen werden Anlagen häufig individuell gebaut.

(Neben-)produkte und energetische Einbindung

Bei allen pyrolytischen Umwandlungen entstehen 3 Produkte – Gase, Flüssigkeit und Feststoff. Die Qualität der Biokohle bzw. Pyrolysekohle wird stark vom Einsatzrohstoff bestimmt, wobei dieser vor allem die Zusammensetzung beeinflusst – z. B. Pflanzennährstoffe wie Kalium oder Magnesium aber auch Schadstoffe wie z. B. Schwermetalle. Die Prozessbedingungen bestimmen hingegen den Kohlenstoffgehalt im Karbonisat, Oberflächeneigenschaften oder eine allfällige Bildung unerwünschter polyaromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK).

Bei Prozessen, die auf die Produktion von Kohle abzielen werden gasförmige sowie kondensierbare Reaktionsprodukte meist verbrannt, und so direkt zur Energieerzeugung herangezogen. Zusätzlich zur Biokohle könnten aber auch diese Produkte bzw. einzelne Produktfraktionen genutzt werden. Während Bio-Öl für die Treibstoffnutzung vorwiegend mittels Schnellpyrolyse erzeugt wird, entstehen bei der langsamen Pyrolyse zwei flüssige Phasen – Holzessig und Holzteer [Tiilikkala 2010]. Mögliche Einsatzbereiche dafür wären z. B. landwirtschaftliche Anwendungen (als Biozid im Pflanzenschutz [Tiilikkala 2010] [Haagner 2013] bzw. als zur Stärkung des Pflanzenwachstums [Mungkunkamchao 2013]), die Anwendung als Holzschutzmittel [Theapparat 2018] aber auch die Nahrungsmittelindustrie [Theapparat 2018]. Darüber hinaus könnten solche Bio-Öle auch als Ausgangsrohstoff zur Produktion bestimmter Chemikalien dienen [Mantilla 2015].

Im Sinne der effizienten Ressourcen-Nutzung ist die energetische Einbindung solcher Anlagen über die Produktion von Strom und die möglichst vollständige Nutzung der entstehenden (Ab-)wärme unerlässlich.

Vergasung

- Typische Größe der Anlagen: 0,5 – 50 MW Brennstoffleistung
- Kontinuierlicher Prozess
- Geeignet für Lignocellulose haltige Biomasse mit geringem Wassergehalt (< 20%)

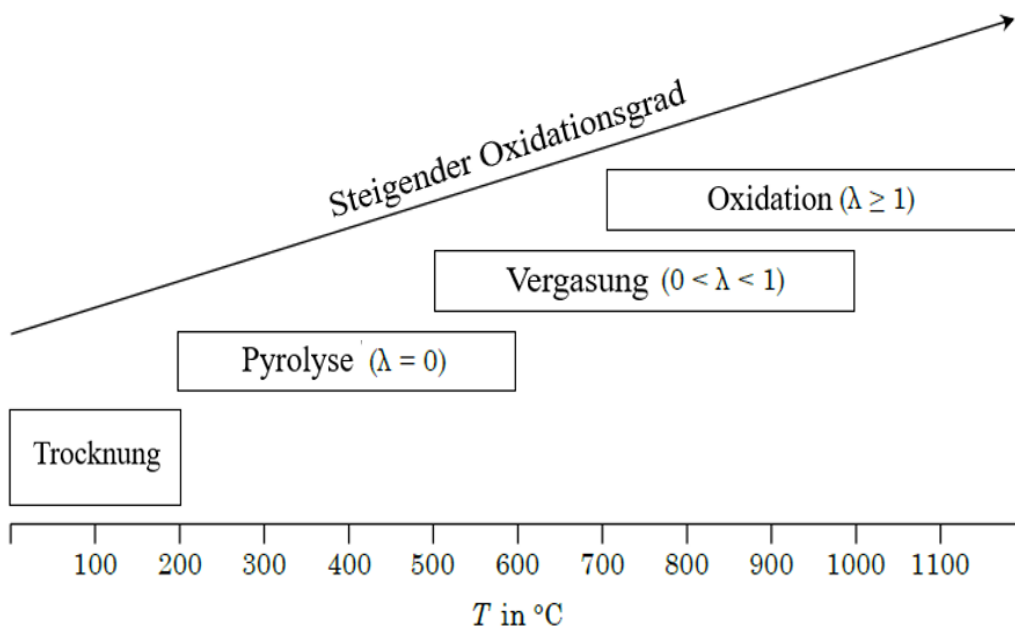
- Für Biomasse: Festbettvergaser im Leistungsbereich bis 1 MW Brennstoffleistung, Wirbelschicht-Vergaser bis 50 MW, Schwebefestbett-Verfahren bis 2 MW (jede Technologie ist modular erweiterbar)

Prozessbeschreibung

Mit der thermochemischen Vergasung wird trockene, feste Biomasse bei hohen Temperaturen und unter Sauerstoffmangel in ein wasserstoffhaltiges Gas und Holzkohle umgewandelt.

Der komplexe Umwandlungsprozess besteht aus vier Hauptprozessschritten: Trocknung, Pyrolyse, partielle Oxidation und Vergasung (Reduktion) (siehe Abbildung 2 – Quelle: Gurtner nach Kaltschmitt).

Abbildung 1: Prozessstufen der thermochemischen Vergasung



Je nach Technologie können die einzelnen Prozessschritte in einem einzigen Reaktor durchgeführt werden oder – in gestuften Prozessen – in separaten Reaktoren getrennt durchgeführt werden. Der Unterschied zwischen Vergasung und Verbrennung ist der kontrollierte Sauerstoffmangel bei der Vergasung, während bei der Verbrennung ausreichend Sauerstoff

zur Verfügung steht. Der benötigte Sauerstoff kann in Form von Luft oder reinem Sauerstoff sowie in Form von Wasserdampf und sogar Kohlendioxid zugeführt werden.

Grundsätzlich unterscheidet man eine allotherme und eine autotherme Prozessführung: da der Vergasungsprozess Wärme benötigt, kann diese auf unterschiedliche Weise zugeführt werden. Bei allothermen Verfahren (meist als Wirbelschicht ausgeführt) wird diese von außen bereitgestellt, z. B. durch die Abwärme eines Verbrennungsprozesses. Wird die Wärme erzeugt, indem ein Teil des zugeführten Brennstoffes im Vergasungsreaktor in einer Oxidationszone verbrannt wird, spricht man von einem autothermen Verfahren – dies wird meist in Festbettreaktoren bzw. in gestuften Prozessen umgesetzt.

Einsetzbare Rohstoffe

Die Technologien für die thermochemische Vergasung zur Erzeugung von Syngas können für eine Vielzahl von Rohstoffen angepasst werden:

- Biomasse aus der Forstwirtschaft (konventionelle Forstwirtschaft, Kurzumtriebskulturen, Waldrestholz)
- Reststoffe aus der Agrarindustrie (Stroh, Reben und Äste, Traubentrester, Oliventrester etc. sowie getrockneter Klärschlamm)
- Nicht recycelbarer fester Abfall für eine kohlenstoffarme Produktion (oder recycelte Kohlenstoffbrennstoffe): Recycling-Brennstoffe und feste Sekundärbrennstoffe (hauptsächlich bestehend aus Kunststoffen, Holz, Schaum, Textilien).

Wenn mit dem Prozess neben dem Syngas auch eine hochwertige Biokohle als Nebenprodukt erzeugt werden soll, ist die Wahl des Einsatzrohstoffes natürlich entscheidend. Während grundsätzlich nichts gegen den Einsatz von land- und forstwirtschaftlichen Reststoffen spricht, fällt man im Bereich der Abfallverwertung in ein gänzlich anderes rechtliches Regime. Daher führen sowohl das European Biochar Certificate als auch die ÖNORM S 2211 eine Positivliste erlaubter Eingangsstoffe für die Pyrolyse an, wenn qualitätsgesicherte Pflanzkohle produziert werden soll.

Produkte der thermochemischen Vergasung

Das Hauptziel der thermochemischen Vergasung ist die Herstellung eines energiereichen Gases, dessen Hauptkomponenten Wasserstoff und Kohlenmonoxid sind. Dieses Gas kann entweder energetisch verwertet werden (z. B. kann bei motorischer Nutzung Strom und

Wärme erzeugt werden) oder – aufgrund der chemischen Zusammensetzung – auch für chemische Synthesen verwendet werden. Daher auch die häufige Bezeichnung „Syngas“.

Als Nebenprodukt fällt ein Feststoff an, der neben den mineralischen Aschekomponenten auch einen hohen Kohlenstoffgehalt (bis zu 95 %) aufweist. Damit wird diese Fraktion aus der Vergasung nicht mehr dem klassischen Begriff der Asche gerecht. Vielmehr handelt es sich dabei um eine weitere Ausprägungsform von Biokohle bzw. Holzkohle, sofern als Ausgangsrohstoff Holz verwendet wurde.

Wie bei allen Arten der thermochemischen Verwertung spielen vor allem der eingesetzte Rohstoff als auch das gewählte Umwandlungsverfahren die entscheidenden Rollen, ob am Ende des Prozesses eine vorteilhafte Form (= geringer Gehalt an polykondensierten aromatischen Kohlenwasserstoffen, PAK) der Biokohle und somit ein wertvolles Produkt vorliegt oder aber ein entsorgungspflichtiger Reststoff bzw. Abfall. Ein wesentlicher Qualitätsparameter für die Verwertung / Anwendbarkeit für den Boden ist dabei, wie auch bei anderen Biokohleherstellungsverfahren, neben dem Kohlenstoffanteil und dem pH-Wert vor allem die Belastung mit PAK₂₃. Da entgegen dem Pyrolyseprozess bei der Vergasung das Hauptinteresse eher der Herstellung von Produktgas gilt, als der Biokohleproduktion, ist zurzeit noch nicht sichergestellt, dass sämtliche Biokohlen aus Vergasungsanlagen ausreichend niedrige PAK Werte nach ÖNORM S 2211-1 aufweisen. Man kennt jedoch Anlagen und Verfahren nach dem Prinzip der gestuften Vergasung, die PAK-arme Biokohle produzieren.

Literatur

Haagner 2013

Marleena Hagner, Heikki Setälä, and Olli-Pekka Penttinen. Potential of the slow pyrolysis products birch tar oil, wood vinegar and biochar in sustainable plant protection - pesticidal effects, soil improvement and environmental risks. 2013.

Kaltschmitt, M., Hartmann, H., Hofbauer, H.: Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren. Springer Vieweg, 3. Auflage, 2016. ISBN: 978-3-662-47437-2

Mantilla 2015

Sebastian Vecino Mantilla, Alvaro Mancilla Manrique, and Paola Gauthier-Maradei. Methodology for extraction of phenolic compounds of bio-oil from agricultural biomass wastes. Waste and Biomass Valorization, 6(3):371–383, mar 2015.

Mungkunkamchao 2013

Tuntika Mungkunkamchao, Thawan Kesmala, Sumran Pimratch, Banyong Toomsan, and Darunee Jothityangkoon. Wood vinegar and fermented bioextracts: Natural products to

enhance growth and yield of tomato (*solanum lycopersicum* L.). *Scientia Horticulturae*, 154:66–72, may 2013.

Theapparatus 2018

Yongyuth Theapparatus, AUSA Chandumpai, and Damrongsak Faroongsarng.

Physicochemistry and utilization of wood vinegar from carbonization of tropical biomass waste. In *Tropical Forests – New Edition*. InTech, aug 2018.

Tiilikkala 2010

Kari Tiilikkala, Leena Fagernäs, and Jasse Tiilikkala. History and use of wood pyrolysis liquids as biocide and plant protection product. *The Open Agriculture Journal*, 4(1):111–118, dec 2010.

c. Hydrothermale Verfahren

Christoph Pfeifer; Universität für Bodenkultur; Institut für Verfahrens- und Energietechnik

Typische Größe der Anlagen: Versuchsanlagen bis Demoanlagen im Pilotmaßstab

Prozessführung: am Markt sind primär batch bzw. multi-batch Anlagen, wobei kontinuierliche Rohrreaktorsysteme vermehrt beforscht werden

Geeignete Einsatzrohstoffe: große Bandbreite an feuchten Einsatzrohstoffen (Gärrest, diverse Industrieschlämme, Klärschlamm)

Stand der Technik

- HTC ist eine Technologie, die immer noch in der Entwicklung ist.
- Industrielle Referenzanlagen sind partiell vorhanden, wobei die meisten Anbieter 1-3 Pilot- bzw. Demoanlagen in Betrieb haben.
- Anbieter primär in DE-AT-CH.

Prozessbeschreibung

Die Hydrothermale Carbonisierung (HTC), auch als wässrige Verkohlung bezeichnet, ist ein Verfahren bei dem unter Temperaturen von 180 bis 250 °C, autogenem Druck und unter

Anwesenheit von Wasser aus organischem Material Biokohle hergestellt wird. Bei höheren Temperaturen und Drücken ist man im Bereich hydrothermale Verflüssigung (HTL, 250– 400 °C, 30–250 bar, Hauptprodukte: wässrige und ölige Phase auch als Bio-Rohöl bezeichnet). Bei einer weiteren Steigerung spricht man von hydrothormaler Vergasung (HTG, > 350 °C, > 250 bar, Hauptprodukt: Synthesegas (=Syngas)).

Die hydrothermale Karbonisierung wird bevorzugt für Biomasse mit hohem Wassergehalt, idealerweise zwischen 15 und 25 %, eingesetzt. (Quicker und Weber, 2016). In der einschlägigen Fachliteratur hat sich für Biokohle, die über HTC hergestellt wird, der Begriff Hydrokohle verfestigt. Wasser liegt bei den üblichen Prozessbedingungen im subkritischen Zustand vor, wodurch die Karbonisierung begünstigt wird. Der Prozess wurde bereits 1913 von Friedrich Bergius formuliert, wofür er unter anderem 1931 den Nobelpreis für Chemie erhalten hat. Der Prozess wird aber erst seit Ende des vergangenen Jahrtausends intensiv beforscht.

Der Prozess der Karbonisierung wird in der Literatur unter hydrothormaler (HTC) und vapo-thermaler (VTC) Prozessführung geführt. Bei der hydrothermalen Variante befindet sich das Wasser im Reaktor im Wesentlichen im flüssigen Zustand im Reaktor, wofür der Druck im Reaktionsraum deutlich über jenem bei der Sättigungstemperatur liegen muss. Bei der vapo-thermalen Variante liegt das Wasser im Wesentlichen dampfförmig vor. Im Übergangsbereich spricht man unter anderem auch von der vapo-hydrothermalen Karbonisierung (VHTC). Zum derzeitigen Stand der Forschung ist noch nicht eindeutig klar welche Prozessführung zu bevorzugen ist. Einerseits hat Wasserdampf eine geringere Viskosität als flüssiges Wasser und kann daher leichter in die porösen Strukturen der Biomasse eindringen. Andererseits bietet flüssiges Wasser den Vorteil einer höheren Wärmekapazität und ermöglicht somit einen deutlich gesteigerten Wärmeübergang zwischen dem Prozessmedium und der Biomasse.

Technologische Umsetzung – Übliche Reaktortypen für die Biokohleproduktion

Die Herstellung von Hydrokohle kann in 3 verschiedenen Varianten erfolgen: Batchverfahren in Autoklaven, Multi-batchverfahren (semi-kontinuierlich) mit Autoklaven in Serie sowie kontinuierliche Verfahren.

Die frühen Umsetzungen des HTC-Verfahrens verwendeten ausschließlich Autoklaven und eine diskontinuierliche Prozessführung. Ein Zyklus dauert von 1-3 Stunden bis zu maximal 12 Stunden in Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial (Zusammensetzung sowie Stückigkeit)

und der gewünschten Kohlequalität. Bei den meisten umgesetzten Prozessen wird die Suspension im Reaktorraum entweder mit Rührern oder durch Dampfeindüsung umgewälzt.

Alternativ dazu wird die Prozessführung anhand von multi-batch Reaktoren implementiert. Hierzu wird die Suspension zeitlich aufeinanderfolgend in mehreren Autoklaven geleitet und ähnlich wie bei modernen Biogasanlagen eine mittlere Verweilzeit der Biomassepartikel im System gewährleistet. Die Forschung zielt aber mittelfristig auf eine kontinuierliche Prozessführung ab, wobei hier zumeist die Details zur Verfahrensführung nicht verfügbar sind. Es werden unter anderem Schneckenreaktoren, Rohrreaktoren, zweistufige Gegenstromreaktoren und Kolonnen mit Einbauten vorgeschlagen sowie partiell bereits kommerziell eingesetzt.

(Neben-)produkte und energetische Einbindung

Bei der Karbonisierung werden sauerstoff- und wasserstoffreiche Verbindungen abgereichert und dadurch der Kohlenstoffanteil in der Hydrokohle im Vergleich zum Ausgangsmaterial erhöht. Die abgereicherten Verbindungen finden sich im Wesentlichen im sogenannten Prozesswasser sowie zu geringen Anteilen im entstehenden Prozessgas wieder. In Abhängigkeit des Eingangsstoffes und der Prozessbedingungen finden sich 50–80 % der Eingangsmasse im festen Produkt, 5–20 % in der wässrigen Phase und 2–5 % in der Gasphase wieder. Das Produkt Hydrokohle ist hydrophober als das Ausgangsmaterial und die Entwässerung gestaltet sich weniger energieintensiv als die Entwässerung der Biomasse. Durch den erhöhten Kohlenstoffanteil steigt der Brennwert/Heizwert der Hydrokohle. Die Verteilung von Nährstoffen zwischen der festen, flüssigen und gasförmigen Phase kann über die Prozessbedingungen (Druck, Temperatur, Verweilzeit, Aufheizrate, pH-Wert, ...) eingestellt werden. Die Prozessbedingungen können so eingestellt werden, dass sich Nährstoffe wie Phosphor Großteils im Prozesswasser wiederfinden. Durch Fällungsverfahren (z. B.: Struvitverfahren) kann Phosphor dann dem Prozesswasser entzogen werden und als Dünger Verwendung finden.

Die Anwendung von Hydrokohle wird für den Bereich der Brennstoffvorbereitung für Verbrennungsprozesse sowie für den Einsatz als Dünger bzw. als Bodenhilfsstoff vorgeschlagen. Für Biokohle aus Pyrolyseprozessen wurde bereits nachgewiesen, dass hier lange Aufenthaltszeiten im Boden gegeben sind. Für Hydrokohle steht dieser Nachweis noch aus. Bei der Anwendung für Reststoffströme mit hohen Wassergehalten (> 50 Gew%) bietet die hydrothermale Karbonisierung Vorteile durch den Wegfall einer Trocknung vor der Umwandlung.

Literatur:

Quicker, P., Weber, K., 2016. Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. s.l.:Springer Vieweg. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-03689-8>

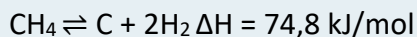
d. Methan-Pyrolyse

Thomas Prohaska; Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Allgemeine und Analytische Chemie

Robert Obenaus-Emler; Montanuniversität Leoben, Resources Innovation Center

Markus Puschenreiter; Universität für Bodenkultur, Institut für Bodenforschung und Natur – Umwelt – Nachhaltigkeit e.U.

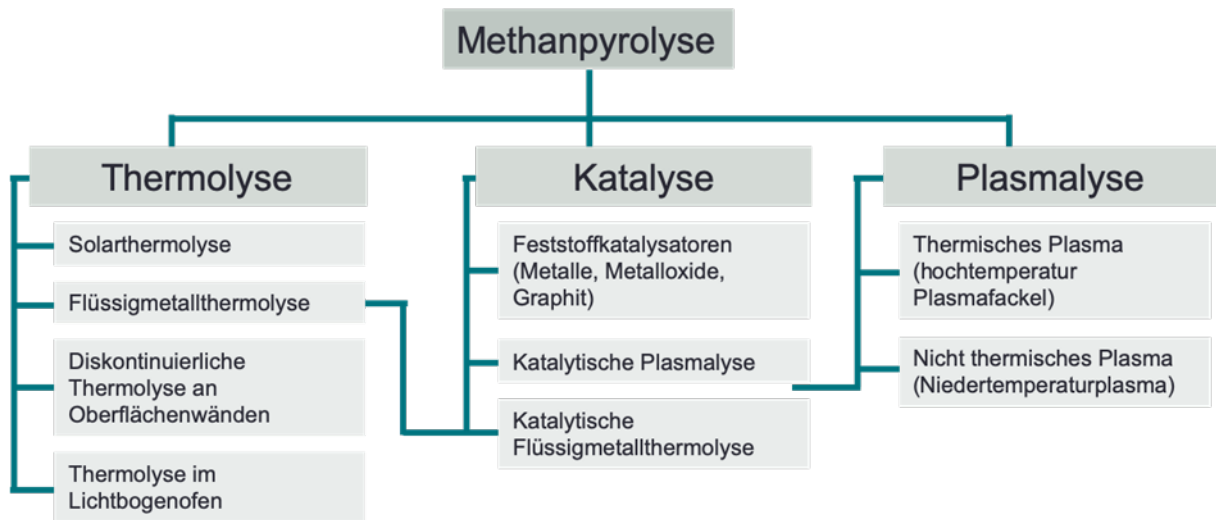
Bei der thermischen Zersetzung (Pyrolyse) von Methan (CH₄) wird Methan (z. B. aus Erdgas oder Biogas) unter Ausschluss von oxidierenden Stoffen (Sauerstoff, Wasserdampf, Kohlendioxid) in einer endothermen Reaktion thermisch gespalten:



Der dabei entstehende Kohlenstoff hat das Potential, als Bodenhilfsstoff in der Landwirtschaft eingesetzt zu werden.

Die thermische Zersetzung von Methan (bzw. Methanpyrolyse oder thermisches Cracken) beschreibt die Aufspaltung von CH₄ in seine Bestandteile (gasförmigen Wasserstoff H₂ und festen Kohlenstoff C) in einer endothermen Reaktion. Bei dieser chemischen Reaktion kommt es zu keinen direkten Emissionen von Treibhausgasen. Die thermische Zersetzung von Methan wurde in mehreren Verfahren realisiert (s. Abb. 1), die Kohlenstoff unterschiedlicher Zusammensetzung und Reinheit liefern. [1] Durch Nebenreaktionen können neben Wasserstoff und elementarem Kohlenstoff weitere gesättigte und ungesättigte Kohlenwasserstoffe und (poly-)zyklische Aromate entstehen. [2-4] Darüber hinaus können bei der Verwendung von Flüssigbadmetallschmelzen entsprechende Metalle (z. B.: Zinn, Kupfer, Bismut, Eisen) im Kohlenstoff wiedergefunden werden, wodurch für die weitere Verwendung ein Aufbereitungsschritt notwendig werden kann.

Abbildung 2: Verfahren zur Pyrolyse von Methan.



Die katalytische Flüssigbadthermolyse und die (katalytische) nicht thermische Plasmalyse scheinen gegenwärtig die vielversprechendsten Methoden der Methanpyrolyse zu sein. Diese haben auch das Potential, großtechnisch umgesetzt werden zu können. Zur Erreichung technisch relevanter Reaktionsgeschwindigkeiten und Methanumsätze liegen die Temperaturen bei katalytischen Verfahren bei über 800 °C, bei rein thermischen Verfahren in der Regel über 1.000 °C. [1, 5] Katalysatoren haben dabei einen wesentlichen Einfluss auf die Reaktionsrate aber auch auf die Reaktionstemperatur (und somit auf die notwendige Energie) und die Morphologie des entstehenden Kohlenstoffes. Während Feststoffkatalysatoren mit fortschreitender Verwendungsdauer an Effizienz verlieren können, ist dies bei der katalytischen Wirkung schmelzflüssiger Legierungen nicht der Fall.

Die Pyrolyse von Methan (CH₄) ist primär ein Prozess, der großtechnisch zur Herstellung von Wasserstoff aus Methan entwickelt wurde. Der Einsatz von Wasserstoff in Industrie, Mobilität und Wärmegewinnung soll dabei zu einer klimaneutralen Energietransformation beitragen. [6, 7] Im Vergleich zur Elektrolyse von Wasser (H₂O Elektrolyse) sind dabei technisch nur etwa 20 – 25 % der Energiemenge für die Herstellung derselben Menge an Wasserstoff notwendig. Bei der Erzeugung von Wasserstoff aus Methan fallen auch große Mengen an Kohlenstoff als Wertstoff an. Seine Nutzung als Ersatz für Kohle- oder Rohölprodukte wird diskutiert, ist allerdings hinsichtlich der Vermeidung von CO₂-Emissionen nicht relevant. Die wichtigsten klimaneutralen Einsatzgebiete sind die Industrie (z. B. Ersatz von Carbon Black), Technologie (z. B. Herstellung Kohlenstoffprodukten mit speziellen Eigenschaften), Bauindustrie (z. B. Zuschlagstoff in Baustoffen) und die Landwirtschaft. Die Reinheit des entsprechenden Kohlenstoffes muss dabei aber sichergestellt werden. Durch die entsprechende

Prozessoptimierung und/oder Aufbereitung des Kohlenstoffes kann aber mittlerweile Kohlenstoff produziert werden, der dem European Biochar Certificate entspricht (siehe Kap. 3).

Neben dem Einsatz von Erdgas zur Methanpyrolyse ist auch die Nutzung von Biogas, Depo-niegas oder Grubengas ein wichtiger Faktor. Bei der Verwendung biogener Quellen von Me-than und dem Einsatz von Kohlenstoff in der Landwirtschaft stellt der Boden somit in der Gesamtbilanz eine wichtige Kohlenstoffsенke dar.

Literatur:

[1] S. Schneider, S. Bajohr, F. Graf, T. Kolb, Chem. Ing. Tech. 2020, 92, No. 8, 1023–1032. DOI: [10.1002/cite.202000021](https://doi.org/10.1002/cite.202000021)

[2] B. L. Crynes, W. H. Corcoran, L. F. Albright, Pyrolysis, theory and industrial practice: Theory and industrial practice, Academic Press, New York 1983.

[3] C. Gue´ret, M. Daroux, F. Billaud, Chem. Eng. Sci. 1997, 52 (5), 815–827. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0009-2509\(96\)00444-7](https://doi.org/10.1016/S0009-2509(96)00444-7)

[4] G. Fau, N. Gascoin, P. Gillard, J. Steelant, J. Anal. Appl. Pyrolysis 2013, 104, 1–9. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.04.006>

[5] R. A. Dagle, V. Dagle, M. D. Bearden, J. D. Holladay, T. R. Krause, S. Ahmed, An Overview of Natural Gas Conversion Technologies for Co-Production of Hydrogen and Value-Added Solid Carbon Products, U.S. Department of Energy, Washington, DC 2017. DOI: <https://doi.org/10.2172/1411934>

[6] M. Lehner, R. Obenaus-Emler, Österreichische Ingenieur- und Architekten-Zeitschrift: ÖIAZ, 166.2021, September.

[7] R. Obenaus-Emler, M. Lehner, M. Murphy, C. Pacher, Berg- und hüttenmännische Monatshefte: BHM, 2021, 166, No. 6, 314-322.

3. Qualitätskriterien von Biokohle und deren Überprüfung – eine Bestandsaufnahme

Erwin Pfundtner; AGES – Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH

Gerhard Soja; AIT Austrian Institute of Technology GmbH; Universität für Bodenkultur Wien – Institut für Verfahrens- und Energietechnik; ÖBIKA – Österreichischer Verein für Biomasse-Karbonisierung

In der neuen EU-Düngemittelverordnung 2019/1009 ist seit Juli 2022 Pflanzenkohle als Ausgangsstoff für Düngemittel, Kultursubstrate und Bodenhilfsstoffe zugelassen, wenn festgelegte Qualitätskriterien eingehalten und definiertes Ausgangsmaterial für die Pyrolyse verwendet wurde. Nach österreichischem Düngemittelrecht erfordert eine Zulassung von Biokohle-Produkten eine Einzelgenehmigung mit Bescheid auf Basis § 9. Ohne diese ist Biokohle kein erlaubter Düngemittel-Ausgangsstoff.

Eine – gesetzlich nicht bindende – Richtlinie für die Qualität von Pflanzenkohle stellt das European Biochar Certificate (EBC) dar. Allerdings beruhen diese Qualitätsrichtlinien auf einer breiten wissenschaftlichen Basis, werden regelmäßig entsprechend dem Fortschritt des Wissensstandes aktualisiert und haben bereits auf mehrere nationale gesetzliche Regelungen für den Einsatz von Biokohle in der Landwirtschaft Einfluss genommen. Im EBC werden Produktionsrichtlinien, erlaubte Ausgangsstoffe anhand einer Positivliste, Qualitätskriterien der Biokohle-Produkte sowie maximale Schadstoffkonzentrationen, festgelegt. Die österreichische ÖNORM S 2211 über die Produktion von Pflanzenkohle entspricht in weiten Bereichen den Vorgaben des EBC; die derzeitige Fassung von 2017 wird gerade überarbeitet und voraussichtlich 2024 veröffentlicht.

In den nächsten Jahren wird eine starke Zunahme der landwirtschaftlichen Verwendung von Biokohle erwartet. Die Verwendungszwecke reichen dabei von Bodenverbesserern, Kompostierzusätzen und Trägerstoffen für Düngemittel über Güllebehandlung und Stalleinstreu bis hin zu Silierhilfsstoffen.

Für eine sichere, umweltgerechte und effiziente Anwendung von Biokohle Produkten in der Landwirtschaft ist die Erarbeitung von Sicherheits- und Qualitätskriterien unbedingt nötig. Definition von geeigneten Ausgangsmaterialien, risikobasierte Schadstoffgrenzwerte (Schwermetalle, organische Schadstoffe, etc.) und Qualitätsstandards, welche in Normen und entsprechenden Materiengesetzen auf nationaler bzw. europäischer Ebene zu verankern sind, sind die Grundlagen für eine sichere Anwendung von Biokohle-Produkten und für eine effiziente Marktüberwachung durch die zuständigen Behörden.

Inverkehrbringen von Biochar nach europäischem Düngemittelrecht

Die Verordnung (EU) 2019/1009 des europäischen Parlamentes und Rates [3] regelt ab 16.07.2022 die erlaubten Ausgangsstoffe, Qualitätskriterien, Kennzeichnungsvorschriften und die Zulassungskriterien für das Inverkehrbringen von Düngeprodukten (mineralische und organische Düngemittel, Kalke, Bodenhilfsstoffe, Biostimulantien und Kultursubstrate) im europäischen Binnenraum (EU 28).

Nach einer Risikobewertung durch das Joint Research Centers – Institute for Prospective Technological Studies (JRC-IPTS) in Sevilla wurden Materialien aus der Pyrolyse und Vergasung per delegierten Rechtsakt [3a] als erlaubte Ausgangsstoffe zur Herstellung von Düngeprodukten in den Anhang I der VO (EU) 2019/1009 aufgenommen. Im betreffenden Anhang wurden vom Gesetzgeber zulässige Ausgangsstoffe, Anforderungen an die Prozessparameter für die Pyrolyse und Qualitätskriterien (siehe Tabelle) für das Material aus der Pyrolyse festgelegt.

Tabelle 2: Übersicht der analytischen Parameter für Zulassung für EU-Düngemittelrecht.

| | |
|--|------------------|
| molares H/Corg-Verhältnis | < 0,7 |
| PAK (16) | < 6 mg/kg TM |
| Dioxin und Furane (PCDD/F) | < 20 ng TE/kg TM |
| Polychlorierte Biphenyle (PCB6 Kongonere) | < 0,8 mg/kg TM |

| | |
|----------------------------------|---------------------------------|
| molares H/Corg-Verhältnis | < 0,7 |
| Chlorid | < 3 Mass.-% in der TM |

Inverkehrbringen von Biochar nach österreichischem Düngemittelrecht

Biochar ist kein erlaubter Ausgangsstoff zur Herstellung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen oder Kultursubstraten und erfüllt nicht die Anforderungen eines Typs der Typenregelung der Düngemittelverordnung (DMVO) 2004 [1] in der geltenden Fassung. Ein In-Verkehr-Bringen als Düngeprodukt gemäß DMVO 2004 ist somit nicht möglich.

Für ein Düngeprodukt mit Biochar besteht jedoch die Möglichkeit einer Zulassung per Bescheid gemäß § 9 Düngemittelgesetz 2021 [1]. Die zuständige Behörde für die Zulassung von Düngeprodukten ist das Bundesamt für Ernährungssicherheit. Die Zulassung erfolgt auf Antrag des Herstellers nach einem Ermittlungsverfahren durch die Behörde per Bescheid.

Inverkehrbringen von Biokohle als Düngemittelprodukt in anderen europäischen Ländern

Gemäß der deutschen Düngemittelverordnung [4] darf Holzkohle mit einem Kohlenstoffgehalt von mehr als 80 % aus unbehandeltem Holz für den Einsatz als Ausgangsstoff für Kultursubstrate und als Trägersubstanz in Verbindung mit der Zugabe von Nährstoffen über zugelassene Düngemittel in Verkehr gebracht werden. Für das Inverkehrbringen von allen Düngemittelprodukten gelten in Deutschland Schadstoffgrenzwerte für Schwermetalle, Dioxine und PCB.

Im Rahmen der letzten Novelle der Verordnung über Düngemittel wurde vom Ministerium für Landwirtschaft und Forsten in Italien Pflanzenkohle aus der Pyrolyse von Erzeugnissen und Reststoffen mit pflanzlichem Ursprung aus der Land- und Forstwirtschaft und von unbehandeltem Holz als Bodenhilfsstoff in den Anhang der Verordnung aufgenommen. Folgende Qualitätskriterien wurden festgelegt:

- C gesamt biologischen Ursprungs in % Trockensubstanz:
 - Klasse 1: >60
 - Klasse 2: >30 und ≤60
 - Klasse 3: ≥20 und ≤30
- Salzgehalt mS/m ≤1.000
- pH (im Wasserextrakt) 4-12

- Feuchtigkeit ($\% \geq 20$) für pulverförmige Produkte
- Asche % Trockensubstanz
Klasse 1: >10
Klasse 2: ≥ 10 und ≤ 40
Klasse 3: >40 und ≤ 60
- H/C (molar): $\leq 0,7$

European Biochar Certificate –Richtlinien für die nachhaltige Produktion von Pflanzenkohle

Das Ziel dieser Richtlinien besteht in der Gewährleistung einer wissenschaftlich stichhaltigen, gesetzlich abgesicherten, wirtschaftlich verantwortbaren und praktisch umsetzbaren Kontrolle der Produktion und Qualität von Pflanzenkohle. Für Anwender von Pflanzenkohle und Produkten auf Basis von Pflanzenkohlen soll eine transparente und nachvollziehbare Kontrolle und Qualitätsgarantie ermöglicht werden.

Das European Biochar Certificate ist ein freiwilliger Industriestandard in Europa. In der Schweiz ist dessen Einhaltung verpflichtend für die Genehmigung des Einsatzes in der Landwirtschaft.

Zur Erlangung des European Biochar Certificate müssen folgende Kriterien bezüglich der eingesetzten Biomasse, der Produktionstechnik, den Eigenschaften der Pflanzenkohle und deren Ausbringung erfüllt werden:

Zur Erlangung dieses Zertifikates dürfen zur Herstellung von Biokohle pflanzliche Reststoffe aus der kommunalen getrennten Sammlung, aus dem Garten- und Landschaftsbau, aus der Land- und Forstwirtschaft sowie aus der Nahrungs-, Lebens- und Genussmittelherstellung verwendet werden. Ebenfalls zulässig im Sinne dieser Richtlinie sind Papierfaserschlamm aus unbehandelten Holzfasern, Verpackungsmaterialien aus pflanzlichen Stoffen, Gärreste aus nachwachsenden Rohstoffen aus biologischem Anbau sowie ausgewählte organisch-mineralische Bestandteile. Biogas-Gülle, die tierische Nebenprodukte wie Mist und Gülle enthält, muss bei mindestens 500 °C pyrolysiert werden und das Pyrolyseprodukt darf nicht für Futterkohle verwendet werden. Klärschlamm darf als Ausgangsmaterial für die Einsatzklasse EBC-Rohstoff verwendet werden, wenn er ebenfalls bei mindestens 500 °C für mindestens 3 Minuten pyrolysiert worden ist. Schwermetallgehalte von Klärschlammkohlen sind oft zu hoch für den Einsatz als EBC-Agro oder EBC-Urban. In einigen europäischen Ländern gelten spezifische Verhältnisse von Nährstoffen zu Schwermetallen, bei deren Einhal-

tung die Zulassung von Klärschlammkohlen für den Düngemittleinsatz möglich ist. Eine Positivliste der zulässigen Biomassen für Pflanzenkohle nach EBC ist unter https://www.european-biochar.org/media/doc/2/positive-list_en_v10_3.pdf einsehbar. Dort sind auch jene mineralischen Zusätze (Aschen, Gesteinsmehle) angeführt, welche bis zu 10 % (m/m) in der Pflanzenkohle zur Erzielung spezieller Qualitäten enthalten sein dürfen.

Neben Vorgaben zur Führung eines Produktionsprotokolles (Pyrolysetemperatur, eingesetzte Ausgangsmaterialien, etc.) und in Bezug auf die Probenahme sind in dieser Richtlinie eine Reihe von Anforderungen bezüglich der Eigenschaften der Pflanzenkohle festgelegt:

- Der organische Kohlenstoffgehalt der Pflanzenkohle muss deklariert sein (der frühere untere Grenzwert von 50 % Corg ist nicht mehr gültig)
- molares H/Corg-Verhältnis muss kleiner als 0,7 sein, bei Futterkohle kleiner als 0,4
- molare O/Corg-Verhältnis muss kleiner als 0,4 sein
- Flüchtige Organische Verbindungen (VOC) müssen im ersten Kontrolljahr einer Produktionsstätte mittels TGA (thermogravimetrische Analyse) deklariert werden.
- Deklaration von Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Eisen und Kalzium.
- Auf dem Lieferschein müssen pH-Wert, Salzgehalt, Schüttdichte, Wassergehalt (Empfehlung: mindestens 30 %) angegeben werden. Spezifische Oberfläche und Porengrößenverteilung werden empfohlen, sind aber nicht zwingend erforderlich.
- Einhaltung von Schwermetallgrenzwerten (siehe die aktuellen Versionen der Richtlinien unter <https://www.european-biochar.org/de/ct/2-EBC-Richtlinien-Dokumente>). Konzentrationen von Silber sind deklarationspflichtig, es besteht aber kein Grenzwert.
- Der PCB-Gehalt muss unter 0,2 mg kg⁻¹ TM; der Gehalt an Dioxinen und Furanen jeweils unter 20 ng kg⁻¹ (I-TEQ OMS) liegen
- Bei den Grenzwerten für PAK-Gehalte wurden die häufig verwendeten 16 EPA-PAK um einen Grenzwert für die 8 EFSA-PAK ergänzt, da diese sich nur auf die toxikologisch relevanteren hochmolekularen PAK beziehen

Tabelle 3: Grenzwerte für Schwermetalle nach EBC-Zertifizierungsklassen, bezogen jeweils auf die Trockensubstanz (TS) der Pflanzenkohle.

| Chem. Element | EBC-FutterPlus / EBC Futter | EBC-AgoBio | EBC-Agro / EBC-Urban/ EBCGebrauchsmaterial | EBC-Rohstoff |
|---------------|-------------------------------|-------------------------|--|--------------|
| Pb | 10 g t ⁻¹ (88% TS) | 45 g t ⁻¹ TS | 120 g t ⁻¹ TS | |

| Chem. Element | EBC-FutterPlus / EBC Futter | EBC-AgoBio | EBC-Agro / EBC-Urban/ EBCGebrauchsmaterial | EBC-Rohstoff |
|---------------|---|--------------------------|--|---|
| Cd | 0,8 g t ⁻¹ (88% TS) | 0.7 g t ⁻¹ TS | 1,5 g t ⁻¹ TS | Kein Grenzwert, nur deklarationspflicht |
| Cu | 70 g t ⁻¹ TS | 70 g t ⁻¹ TS | 100 g t ⁻¹ TS | |
| Ni | 25 g t ⁻¹ TS | 25 g t ⁻¹ TS | 50 g t ⁻¹ TS | |
| Hg | 0.1 g t ⁻¹ (88% TS) | 0.4 g t ⁻¹ TS | 1 g t ⁻¹ TS | |
| Zn | 200 g t ⁻¹ TS | 200 g t ⁻¹ TS | 400 g t ⁻¹ TS | |
| Cr | 70 g t ⁻¹ TS | 70 g t ⁻¹ TS | 90 g t ⁻¹ TS | |
| As | 2 g t ⁻¹ (88% TS) | 13 g t ⁻¹ TS | 13 g t ⁻¹ TS | |
| Ag | Kein Grenzwert, nur deklarationspflicht | | | |

Tabelle 4: Grenzwerte für PAK-Gehalte dürfen nicht überschritten werden.

| | EBC-FutterPlus | EBC-Futter | EBC-AGro-Bio | EBC-Agro | EBC-Urban | EBC-Gebrauchsmaterial | EBC-Rohstoff |
|--|---|----------------|------------------------------|------------------------------|----------------|-----------------------|----------------|
| 16 EPA PAK | 6.0+2.4 g t ⁻¹ TS | Meldung an CSI | 6.0+2.4 g t ⁻¹ TS | 6.0+2.4 g t ⁻¹ TS | Meldung an CSI | Meldung an CSI | Meldung an CSI |
| 8 EFSA PAK | 1.0 g t ⁻¹ TS | | | | | | |
| benzo(e)pyrene benzo(j)fluoranthene | < 1.0 g t ⁻¹ TS für jede der beiden Substanzen | | | | | | |

* medical and health care products are not included

Quelle: https://www.european-biochar.org/media/doc/2/version_de_10_3.pdf

Für jedes Qualitätskriterium sind die anzuwendenden Untersuchungsmethoden (DIN bzw. EN oder ISO) festgelegt. Aufgrund der hohen Adsorptionsfähigkeit der Pflanzenkohle wurde bei der Methode zur PAK-Untersuchung die Verwendung des Extraktionsmittels Toluol festgelegt.

ÖNORM S2211: Pflanzkohle: Ausgangsmaterialien, Qualitätsanforderungen und Untersuchungsmethoden

Im österreichischen Normungsinstitut Austrian Standard Institute erarbeitete eine Gruppe von Experten aus den Bereichen Wirtschaft, Beratung, Landwirtschaft und Forschung sowie verschiedenen Bundes- und Landesbehörden eine Norm, welche die Ausgangsmaterialien, Qualitätsanforderungen und die Untersuchungsmethoden für Pflanzkohlen in Österreich regelt. Pflanzkohlen im Sinne der ÖNORM S2211 dürfen nur aus der Pyrolyse von pflanzlicher Biomasse hergestellt werden. Pyrolyse wird als thermochemischer Prozess bei stark reduzierten Sauerstoffgehalt und bei Temperaturen zwischen 400 und 800 °C definiert.

Pflanzkohlen, die dieser Norm entsprechen, müssen folgende Anforderungen erfüllen:

- Pflanzkohlen im Sinne dieser Norm dürfen nur aus Ausgangsmaterialien hergestellt werden, die im Anhang der Norm aufgelistet sind. Bei den erlaubten Ausgangsstoffen handelt es sich im Wesentlichen um Reststoffe der landwirtschaftlichen Urproduktion und der Lebens- und Futtermittelindustrie, sowie aus unbehandeltem Holz und Holznebenprodukten.
- Der Gehalt an organischen Kohlenstoff muss mehr als 50 % der Trockenmasse betragen.
- Das H/Corg-Verhältnis muss geringer als 0,7 sein.
- Haupt- bzw. Sekundärnährstoffe (N, P, K, Mg, Ca, S) müssen angegeben werden.
- Die Schwermetallgrenzwerte (zwei Klassen) müssen eingehalten werden.
Bei einer Verwendung der Pflanzkohle in der biologischen Landwirtschaft müssen die Grenzwerte der VO 834/2007 [7] eingehalten werden.
Bei Verwendung in der konventionellen Landwirtschaft sind die Grenzwerte der Düngemittelverordnung 2004 [2] einzuhalten.
- Grenzwerte für PAK (16), Dioxine und PCB sind einzuhalten.
- pH-Wert (Wasserextrakt), spezifische Oberfläche, Wassergehalt und Salzgehalt/Leitfähigkeit sind anzugeben.

In dieser Norm sind auch die für die jeweiligen Parameter geeigneten Untersuchungsmethoden (ÖNORMEN und EN Normen) festgelegt. Eine Überarbeitung der S 2211 ist für 2023/24 vorgesehen.

Literatur:

[1] Bundesgesetz über den Verkehr mit Düngemitteln und sonstigen Düngeprodukten (Düngemittelgesetz 2021 -DMG 2021); StF: BGBl. Nr. 103/2021.

<https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20011560>

[2] Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, mit der Bestimmungen zur Durchführung des Düngemittelgesetzes 1994 erlassen werden (Düngemittelverordnung 2004); StF: BGBl. II Nr. 100/2004

[3] VERORDNUNG (EU) 2019/1009 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 5. Juni 2019 mit Vorschriften für die Bereitstellung von EU-Düngeprodukten auf dem Markt und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1069/2009 und (EG) Nr. 1107/2009 sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 2003/2003; Amtsblatt EU L 170/1 vom 25.6.2019

[3a] Commission Delegated Regulation (EU) 2021/2088 of 7 July 2021 amending Annexes II, III and IV to Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council for the purpose of adding pyrolysis and gasification materials as a component material category in EU fertilising products. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32021R2088>

[4] Düngemittelverordnung Deutschland vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 27. Mai 2015 (BGBl. I S. 886) geändert worden ist. Bonn am 05.12.2012

[5] Neuordnung und Überprüfung der Vorschriften für Düngemittel (Italien), Verordnung Nr. 75 vom 29. April 2010; Änderung der Anhänge 2, 6 UND 7 vom 16.07.2014

[6] EBC (2012–2022) 'European Biochar Certificate – Richtlinien für die Zertifizierung von Pflanzenkohle', Ithaka Institute, Arbaz, Switzerland. <http://www.european-biochar.org> Version 10.2G vom 8. Dezember 2022

4. Verfügbarkeiten von Biomasse

Gerhard Soja; AIT Austrian Institute of Technology GmbH; Universität für Bodenkultur Wien – Institut für Verfahrens- und Energietechnik; ÖBIKA – Österreichischer Verein für Biomasse-Karbonisierung

In Österreich fallen signifikante Mengen von Biomassen an, von denen ein Teil durch Karbonisierung in Biokohle umgewandelt werden könnte. Die genauesten Regelungen für die Auswahl der Biomassen bestehen für die Herstellung von Pflanzenkohle. Positiv-Listen regeln sowohl im European Biochar Certificate (EBC) als auch in der ÖNORM S 2211 die erlaubten Eingangsmaterialien für die Pyrolyse. Das Grundprinzip besteht in der Auswahl von Biomassen, welche am Ende ihrer stofflichen Nutzungskette stehen und nur mehr zur Verbrennung oder Verrottung taugen.

Quantifizierungen potentieller Eingangsstoffe sind auf Basis der Angaben im Bundes-Abfallwirtschaftsplan und durch die Erfassungen des Kompost- und Biogas-Verbandes möglich. Ohne in Konkurrenz zu Materialien zu treten, welche bereits jetzt für den Erhalt des organischen Bodenkohlenstoffs gebraucht werden oder kompostiert, vergoren oder anderwärtig stofflich genutzt werden, gibt es dennoch signifikante Potentiale bei:

- Bio Abfällen, welche nicht in der Biotonne gesammelt werden,
- Reststoffen der Lebensmittelverarbeitung,
- Abfällen der Holz- und Papierindustrie,
- Klärschlamm (mit Einschränkungen),
- feldfallendem Stroh und Reb- bzw. Obstbaumschnittholz.

Unter Annahme eines materialspezifischen Bruchteils (5-50 %) der insgesamt vorhandenen Rest-Biomassen wurde eine verfügbare Menge von maximal ca. 822 kt identifiziert, aus der jährlich ca. 247 kt Biokohle hergestellt werden könnten. Diese Menge übersteigt die derzeit in Österreich verfügbare Produktionskapazität bei weitem.

Für die Herstellung von Biokohlen wird – wie die Bezeichnung nahelegt – Biomasse eingesetzt. Verwendbar sind sehr unterschiedliche Klassen von Biomassen, wenngleich im Prinzip jedes organische Material karbonisiert werden kann:

- Pflanzen und Pflanzenreste
- Reststoffe der Verarbeitung land- und forstwirtschaftlicher Produkte
- Wirtschaftsdünger
- Gülle
- Biogasgärreste
- Klärschlamm (mit Einschränkungen)
- Schlachthofabfälle

Nationale und internationale Regelungen der Verwendung spezifischer Eingangsmaterialien sind bei Materialien pflanzlichen Ursprungs am weitesten fortgeschritten. Für das daraus produzierte und folgerichtig „Pflanzenkohle“ bezeichnete Karbonisat listet die Richtlinie für das „European Biochar Certificate“ 45 Gruppen von pflanzlichen Reststoffen und Verarbeitungsrückständen stofflicher Nutzung von Pflanzen auf, welche als Eingangsmaterialien für die Herstellung von Pflanzenkohlen zugelassen sind. Die an die österreichische Legislative angepasste ÖNORM S 2211 zählt 64 Abfallschlüsselnummern auf, welche für die Herstellung von Pflanzenkohle geeignete Reststoffe definieren. Gemeinsam ist beiden Regelungen, dass die Reststoffe unbehandelt geblieben oder nur mechanisch, aber jedenfalls nicht chemisch behandelt worden sind. Damit soll das Einschleppen potentieller Kontaminantien in den Karbonisierungsprozess und die dadurch produzierten Kohlen vermieden werden.

Als Grundprinzip hinter diesen Definitionen erlaubter Eingangsmaterialien liegt das Bestreben, Nutzungskonkurrenzen von Biomasse bezüglich Lebens- oder Futtermittelproduktion möglichst zu vermeiden. Daher wird die Betonung auf Materialien gelegt, für welche keine andere sinnvolle Nutzung mehr als Verbrennung besteht oder die ansonsten unkontrolliert verrotten. In beiden Fällen wäre der Kohlenstoffanteil der Biomasse bald wieder als treibhausgasaktives CO₂ Bestandteil der Atmosphäre. Die Möglichkeit einer dauerhaften Festlegung des Kohlenstoffs als Pflanzenkohle wäre damit vergeben. Aus diesem Grund ist auch für Materialien, welche am Ende ihrer Nutzungskette angelangt sind, eine Karbonisierung in Bezug auf die Klimarelevanz die sinnvollere Nutzungsmöglichkeit, zumal auch bei pyrolytischer Verarbeitung thermische Energienutzung wie bei gesteuerten Verbrennungsprozessen möglich ist.

Die Frage nach den Verfügbarkeiten von Biomassen, welche diesen Bedingungen genügen, kann der Blick in österreichische Abfallstatistiken beantworten. Laut Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2022 wurden 2019 im Rahmen der kommunalen Sammlung biogener Abfälle („Biotonne“) 1.058 kt erfasst, wovon rund 75 % kompostiert und 25 % in Biogasanlagen verwertet wurden. Dies waren jedoch weitaus nicht alle Abfälle zur biologischen Verwertung – unter „Siedlungsabfälle anderer Herkunft“, „Sekundärabfälle“ und „Übrige Abfälle“ werden weitere 501, 326 bzw. 466 kt angeführt, von denen angenommen werden kann, dass sie ebenso für Karbonisierungen geeignet waren wie die Biotonnen-Inhalte.

Erhebungen in den Jahren 2018 und 2019 haben festgestellt, dass 28–39 % des Inhalts der Restmülltonne eigentlich biogene Abfälle sind. Angesichts eines Restmüllaufkommens von 2.036 kt wären das weitere 570–794 kt biologischer Materialien, welche bei höherer Sammeldisziplin der Bevölkerung einer Karbonisierung zugeführt werden könnte. Die Statistik des Abfallaufkommens listet jedoch noch weitere interessante Abfallfraktionen auf, welche für die Produktion von Biokohlen in Frage kommen: 87 kt Abfälle pflanzlicher und tierischer Fetterzeugnisse, 1.216 kt Holzabfälle und 1.623 kt Zellulose-, Papier- und Pappeabfälle.

Als weiteres potentiell Ausgangsmaterial für Biokohlenprodukte ist Klärschlamm zu betrachten, wenngleich die Verwendbarkeit von Klärschlamm in der Land- und Forstwirtschaft rechtlich noch nicht abgeklärt ist, selbst wenn Klärschlammkohle die Schadstoffgrenzwerte nach EBC oder ÖNORM S 2211 einhält. Die 2019 erfassten 234 kt Klärschlamm (trocken) wurden zu etwa 21 % auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht, 46 % thermisch und etwa 33 % nicht-thermisch (z. B. Kompostierung, Vererdung) behandelt. Längerfristig gesehen wird die direkte landwirtschaftliche Ausbringung zugunsten der Verbrennung immer mehr an Bedeutung verlieren. Allerdings widerspricht die Monoverbrennung einer effizienten Nutzung der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe, da Stickstoff vollständig verloren geht und Phosphor aus der Asche nur mit großem Aufwand wieder verfügbar gemacht werden kann. Im Vergleich dazu bleibt bei der Pyrolyse ein Teil des Stickstoffs erhalten und die Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor kann mit geringerem Aufwand auf ein für Düngemittel relevantes Niveau gebracht werden. Diesen Verwertungsweg von Klärschlamm schränkt derzeit allerdings der gesetzliche Rahmen ein: gemäß der EU-Verordnung 2021/2088 ist Klärschlamm kein zulässiges Eingangsmaterial zur Herstellung eines Düngeproduktes durch Pyrolyse oder Vergasung. In verschiedenen nationalen Gesetzgebungen sind allerdings abweichende Regelungen in Kraft. Sofern die jeweils national definierten Grenzwerte für Kontaminanten in der Klärschlammkohle eingehalten werden, ist in Tschechien, Schweden, Dänemark und Norwegen Klärschlammkohle für den landwirtschaftlichen Einsatz erlaubt. In Deutschland und den Niederlanden ist der Einsatz hingegen nicht erlaubt.

In der aktuellen Version 10.3 des EBC (European Biochar Certificate) wird Klärschlamm als erlaubtes Ausgangsmaterial für die Herstellung von Biokohlen der Zertifizierungsklasse EBC-Rohstoff angeführt. Vorausgesetzt wird, dass Gesundheitsrisiken für Arbeitnehmer beim Umgang mit dem Klärschlamm vermieden werden und ein Behandlungsplan für die Klärschlämme von der Ankunft am Produktionsstandort bis zur Pyrolyse vorgelegt und von Carbon Standards International genehmigt wird. Die Pyrolyse muss für mindestens 3 Minuten eine Temperatur von mindestens 500 °C erreichen, um biologische Gefahren und Mikroverunreinigungen auszuschließen. Bezüglich der resultierenden Klärschlammkohlen gelten die gleichen Kontaminanten-Grenzwerte wie für Pflanzenkohlen. Einige Länder (z. B. DK), haben davon abweichende länderspezifische Düngemittel- oder Abfallwirtschaftsverordnungen erlassen, um die Bodenausbringung der Pyrolysate zu erleichtern. Diese Regelungen gelten jedoch nur in den jeweiligen Ländern und nicht in den anderen Ländern im Gültigkeitsbereich des EBC.

Bei einer hydrothermalen Karbonisierung stellt sich die Stickstoff- und Phosphorbilanz für die resultierende Hydrokohle noch günstiger als für Pyrolyse dar, doch sind auch hier die jeweiligen gesetzlichen Vorgaben zu beachten. Nur Italien hat explizite Regelungen für den Einsatz von HTC-Klärschlammkohle bei Einhaltung vorgegebener Grenzwerte.

Feldfallende Ernterückstände sind ebenfalls als potentielle Ausgangsmaterialien für Karbonisierungen zu sehen. 2021 wurde an Getreide (exklusive Körnermais) in Österreich 2.860 kt geerntet, was etwa 7 % unter dem langjährigen Mittel lag. Stroherträge werden weniger vollständig erfasst, sind aber für den Durchschnitt von Weizen, Roggen, Hafer und Gerste in einer ähnlichen Größenordnung zu erwarten. Zwar wird der weit überwiegende Anteil von Stroh in der Tierhaltung und für den Erhalt des organischen Kohlenstoffgehalts im Boden benötigt, doch würde eine Abzweigung von nur 5 % der Strohmenge ein signifikantes Potential von 143 kt bereits trockenen Eingangsmaterials ermöglichen. Da andere Ernterückstände oft durch höhere Wassergehalte und logistische Schwierigkeiten einen größeren Sammel- und Aufbereitungsaufwand verursachen würden, sind sie für Karbonisierungen nicht erste Wahl. Weiters ist darauf zu achten, dass nicht sämtliche Ernterückstände eines Feldes abgeführt werden. Dies würde zu einer Verarmung des Bodens an organischem Kohlenstoff führen, sodass zumindest etwa die Hälfte der oberirdisch produzierten Restmassen in den Boden eingearbeitet bzw. am Feld belassen werden sollten. Mengenmäßig relevant wäre weiters Reb- und Obstbaumschnittholz, welches derzeit größtenteils eingehäckselt oder thermisch verwertet wird. Es wird in Österreich zwar mengenmäßig nicht quantitativ erfasst, doch können bei einem Holzanfall von 2,5–3,5 t Rebholz/ha und einer Weinbaufläche von ca. 45.000 ha etwa 113–158 kt Rebholz erwartet werden. Im Sinne des Erhalts des organischen Kohlenstoff-Pools im Boden und der Vermeidung einer Nutzungskonkurrenz gilt auch

bei den ausdauernden Kulturen, dass ein Teil des Schnittholzes zum Ein Häckseln im Boden verbleiben sollte. Allerdings ist die Situation im Wein-/Obstbau bezüglich Boden-Kohlenstoff insofern entspannter als bei einjährigen Kulturen, da der Laubfall der Mehrjährigen meistens an Ort und Stelle bleibt und im Boden zur Humusbildung beitragen kann.

Holzabfälle können nur mit Einschränkungen als mögliches Eingangsmaterial für die Pyrolyse angesehen werden. In Österreich wurde durch die Recyclingholzverordnung ein Recyclinggebot festgelegt, d.h. Altholz ist einem Recycling zuzuführen. Die Pyrolyse von Altholz wird im AWG 2002 nicht als Recycling angesehen. Nur jene Holzabfälle, die für ein Recycling nicht geeignet sind, können einer anderen Behandlung zugeführt werden. Sollten die Abfälle wegen einer Vorbehandlung des Holzes (Holzschutzmittel etc.) nicht geeignet sein, entsprechen sie auch nicht den Vorgaben des EBC und der ÖNORM S 2211 für Eingangsmaterialien der Pyrolyse, wo unbehandeltes Holz verlangt wird. Allerdings bleibt dann noch immer ein signifikanter Anteil von Holzabfällen aus der Säge-Industrie, weiterführenden Holzverarbeitung und Forstwirtschaft, welche ebenfalls nicht recycling-geeignet sind und daher potentiell für Pyrolyse in Frage kommt.

Mit diesen Daten wurde eine versuchsweise Abschätzung der potentiell für eine Karbonisierung verfügbaren Biomassen und daraus produzierbaren Biokohlemengen für Österreich vorgenommen. Bei diesen Rest-Biomassen wird im Folgenden von einer pyrolytischen Karbonisierung mit einer massebezogenen Ausbeute von 30 % des Eingangsmaterials ausgegangen:

Tabelle 5: Grobschätzung des Biokohlenproduktionpotentials in Österreich.

| Eingangsmaterial (unter der Prämisse der Einhaltung der gesetzlichen Rahmenbedingungen) | Input Menge (in kt TM) | Biokohle Output (in kt) |
|---|-------------------------------|--------------------------------|
| 50 % der Abfälle zur biologischen Verwertung, welche nicht in der Biotonne gesammelt werden (Annahme: 20 % TM) | 129 | 39 |
| 10 % der biologischen Abfälle, welche derzeit im Restmüll landen (Annahme: 20 % TM) | 14 | 4 |
| 50 % der Abfälle der Fetterzeugung | 43 | 13 |
| 25 % der Holzabfälle | 304 | 91 |
| 10 % der Abfälle der Papierindustrie | 162 | 49 |

| Eingangsmaterial (unter der Prämisse der Einhaltung der gesetzlichen Rahmenbedingungen) | Input Menge (in kt TM) | Biokohle Output (in kt) |
|---|------------------------|-------------------------|
| 25 % des derzeit thermisch genutzten Klärschlammes | 27 | 8 |
| 5 % des feldfallenden Strohs | 143 | 43 |
| Summe | 822 | 247 |

Die Übersicht zeigt, dass die potentiell in Frage kommenden Rest-Biomassen die derzeit vorhandene Biokohlen-Produktionskapazität bei weitem übersteigt. Sollte jedoch eine jährliche Biokohlen-Produktion von 247 kt umgesetzt werden können, würde das der CO_{2e}-Emission von ca. 70.400 Österreicher und Österreicherinnen entsprechen (Annahmen: Biokohle mit 75 % C, 10 % Verlust: $247 \cdot 0,75 \cdot 0,9 \cdot 3,667 = 611$ kt CO_{2e}; CO_{2e}-Emissionen: 8,68 t pro Person/Jahr 2019 Österreich $8,68 \cdot 0,001 \cdot 70400 = 611$ kt). Allerdings sind die aktuellen Produktionskapazitäten noch weit von der Nutzung dieses Kompensations-Potentials entfernt. Diese Schätzung unterstreicht aber auch, wie klein der Anteil einer potentiellen Kohlenstoff-Sequestrierung durch Pyrolyse selbst bei optimistischen Annahmen sein wird und dass die Reduktion der Treibhausgas-Emissionen in jedem Szenario die Hauptsäule im Kampf gegen den Klimawandel sein muss.

In Europa sind zum Stand 2022 etwa 130 industrielle Produktionsanlagen in Betrieb, die auf ein Produktionsvolumen von ca. 53 kt pro Jahr kommen. Auch wenn die Zunahme in den letzten Jahren exponentiell angestiegen ist und auch für 2023 eine weitere Zunahme erwartet wird (auf ca. 180 Produktionsanlagen mit ca. 90 kt Jahres-Produktionskapazität), wird daraus klar, dass nur ein kleiner Teil der theoretisch vorhandenen Biomasse-Eingangsmaterialien realistischer Weise zu Biokohle verarbeitet werden kann. Dadurch besteht einerseits ausreichende Selektionsmöglichkeit, von den potentiellen die tatsächlich geeignetsten auszuwählen, andererseits wird auch deutlich, dass keine ernsthafte Nutzungskonkurrenz mit anderen Verwendungsmöglichkeiten dieser Rest-Biomassen zu befürchten ist.

5. Einsatzchancen für Biokohlen bzw. Karbonisate

a. Biokohle in der Landwirtschaft

I. Ackerbau

Heide Spiegel und Sophia Götzinger; AGES – Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH

Biokohle ist ein vielseitiges pyrogenes organisches Material, das in zahlreichen landwirtschaftlichen Anwendungen Mehrwert generieren kann. Tabelle 1 gibt einen Überblick über diese potenziellen Anwendungen. Dabei sind unterschiedliche Eigenschaften der Biokohle relevant, die entsprechend zu analysieren und zu überwachen sind.

Tabelle 6: Ausgewählte Anwendungen von Biokohle (nach Schmidt et al., 2021b).

| Anwendungsbereich | Anwendung | Funktion |
|-------------------|------------------------------|---|
| Boden | Träger für Dünger | Bedarfsgerechte Freisetzung von Nährstoffen, Vermeidung von Auswaschung |
| | Additiv in Kompost und Gülle | Verringerung von Nährstoffverlusten und Treibhausgas-Emissionen, höhere Wasserspeicherung und biologische Aktivität |

Stand der Wissenschaft

Die Anwendung von Biokohle in der Landwirtschaft wurde von einigen neueren Studien umfassend beleuchtet (Schmidt et al., 2021 a, b). Insbesondere wurden agronomisch relevante Effekte von Biokohle auf die Boden- und Pflanzengesundheit, und damit einhergehend auf Ökosystemleistungen untersucht. Schmidt et al. (2021 a, b) befassten sich insbesondere mit:

Ertragssteigerung

Durch eine biokohlebasierende Düngung wird eine allgemeine Zunahme der Erträge festgestellt. Hierbei haben jedoch Bodenbeschaffenheit, Standortbedingungen und Qualität bzw. Ausgangsstoffe zur Herstellung von Biokohle und Mischungsverhältnisse mit anderen Düngemitteln einen Einfluss. Bei der Zugabe von purer Biokohle konnten im Durchschnitt Ertragssteigerungen von 13 % erzielt werden. In sauren Böden ($\text{pH} < 5$) konnten Ertragssteigerungen von 40 % nachgewiesen werden, bei neutralen oder basischen Böden waren die Ertragseffekte nicht nachweisbar. In Österreich kommen allerdings stark saure Böden mit einem pH von 4–5 nur in sehr geringem Flächenausmaß vor, sodass ein düngungsrelevantes Ertragssteigerungspotenzial durch Biokohle-Einsatz bei österreichischen Verhältnissen nur selten signifikant ins Gewicht fallen wird. Biokohle, die aus Stroh und anderen Lignin armen, mineralreichen Biomassen gewonnen wurde (z. B.: Pflanzenrückstände, Stallmist, Klärschlamm, etc.) kann ebenso zu Ertragsteigerungen führen. Biokohle kann als Trägermatrix beladen werden, z. B. mit organischen Lösungen/Suspensionen wie etwa Rinderurin, Biogasgülle, Presswasser aus Tofu Herstellung. Diese Produkte agieren als Nährstoffquelle, können Nährstoffausträge vermindern und die mikrobiell gesteuerte Aufnahme der Nährstoffe verbessern. Die Effekte der Biokohlenart, Methode der Mischung mit anderen Düngemitteln und Applikationsmethode benötigen jedoch noch Forschung.

Stimulation des Wurzelwachstums und Photosynthese Leistung

Biokohle steigert die Wurzelmasse durchschnittlich um 32 % und die Wurzeloberfläche und spezifische Wurzellänge um +39 % bzw. +52 %, wie auch die Anzahl der Wurzelspitzen (+17 %) und die Anzahl von N_2 -fixierenden Knöllchen (+25 %). Diese Effekte sind signifikanter bei einjährigen Nutzpflanzen als bei mehrjährigen, ebenso waren sie bei Leguminosen höher als bei Nicht-Leguminosen. Die Stimulation des Wurzelwachstums und der oben genannten morphologischen Entwicklungen führt zu verbesserter Nährstoff- und Wasseraufnahme und damit indirekt zur Steigerung der Photosynthese Leistung und Wassernutzungseffizient (bis +27 %).

mikrobielle Biomasse und enzymatische Aktivitäten (siehe auch Kap. 8b)

Mit der Zugabe von purer Biokohle nehmen der mikrobielle Kohlenstoff und Stickstoff um 25 % bzw. 22 % zu (Zhou et al., 2017). Diese signifikanten Ergebnisse sind nur in sauren und neutralen Böden zu messen. Generell ist eine Zunahme der mikrobiellen Biomasse durch Biokohle, eine Stimulierung der N-Kreisläufe und dadurch eine Steigerung der biologischen N-Fixierung von Leguminosen +63 % messbar.

Erhöhte mikrobielle Biomasse und Aktivität fördert den Ab-, Um- und Aufbau organischer Substanz und dessen Mineralisierung und damit die Nährstoffversorgung der Pflanzen.

Wassernutzungseffizienz und physikalische Bodenparameter

Die Lagerungsdichte des Bodens nimmt durch Biokohleapplikation im Durchschnitt um 9 % ab (Razzaghi et al., 2020). In grobkörnigen und mittelkörnigen Böden nimmt das pflanzenverfügbare Wasser um 47 bzw. 9 % zu, was vor allem eine positive Wirkung auf grobkörnige (nicht aber auf feinkörnige) Böden zeigt. Weiters sind eine Zunahme der Bodenporosität und der Aggregatstabilität (+8 %), der verfügbaren Wasserkapazität (AWC) (+15 %), der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (25 %), der Pflanzen-Wassernutzungseffizienz (+19 %) und der Blatt-Wassernutzungseffizienz (+20 %) signifikant messbar. Dieser positive agronomische Nutzen ist aber bei niedriger Zugabe von Biokohle (< 10 t/ha) sowie guter Boden-textur als eher gering einzuschätzen.

Aufbau organischer Bodensubstanz und Effekt von Biokohle auf das Priming von vorhandenem Bodenkohlenstoff

Biokohle weist eine hohe mittlere Verweildauer (Jahrhunderte bis Jahrtausende) und einen sehr langsamen Abbau (im Vergleich mit anderen organischen C-Verbindungen im Boden) auf. Ihr großer abbauresistenter C-Pool von 97 % kann direkt zur langfristigen C-Sequestrierung im Boden beitragen. Somit kann Pflanzenkohle direkt als C-Senke agieren. Allerdings wurden in einigen Studien (ohne Pflanzenbedeckung) im ersten Jahr nach der Ausbringung positive Priming Effekte (beschleunigte Mineralisierung von organischer Substanz im Boden) nachgewiesen, welche längerfristig von negativem Priming (Reduktion des Abbaus organischer Substanz im Boden) abgelöst wurde. Hierbei spielt vor allem die Art der Biokohle-Einbringung und -eigenschaften eine große Rolle. Das heißt, bevor eine signifikante Zunahme an organischer Bodensubstanz (zwischen 39 und 52 %) festgestellt werden konnte, war ein Abbau nativen Bodenkohlenstoffs zu beobachten.

Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor und mineralischem Stickstoff

Biokohle-Zugabe erhöht den im Oberboden verfügbaren Phosphor um 45 % und den Phosphor in der mikrobiellen Biomasse um 48 %. Das trifft insbesondere auf Böden zu, deren pflanzliche P-Aufnahme aufgrund von Fe- und Al-Toxizität gestört ist und für die P ein limitierender Faktor ist. Auf Böden mit normaler P-Versorgung kann Biokohle allerdings auch Düngeaufwandmenge und damit Umweltkosten reduzieren. Diese durchschnittliche hohe

Zunahme an Phosphor kann vor allem auf die Düngewirkung der Biokohle (die aus nährstoffreicher Biomasse gewonnen wurde) zurückgeführt werden, nicht auf die indirekte P-Mobilisierung der Bodenreserven.

Ebenso ist eine Reduktion der Nitratauswaschung von 26–32 % gemessen worden. In stark sauren Böden kann die Anwendung von alkalischer Biokohle zur Zunahme von Ammoniak-Emissionen führen – hingegen können bei der Applikation von Biokohle in Kombination mit mineralischem oder organischem Dünger deutliche Verringerung von NH₃-Emissionen festgestellt werden.

Reduzierte Schwermetallaufnahme aus kontaminierten Böden

Mit dem Einsatz von Biokohle ist eine Reduktion der Schwermetallgehalte in der gesamten pflanzlichen Biomasse zu messen (Peng et al., 2018). Besonders stark reduziert werden Cr (–64 %), Pb (–49 %) und Cd (–32 %) – sowie Cu, Zn und Ni, jedoch nicht immer signifikant. Nicht-holzige Biokohle (z. B. Stroh, Spelzen, Mist, Klärschlamm) hatte höhere Effekte auf die Schwermetallreduktion als reine Holz-Biokohle. Die Verfügbarkeit von Schwermetallen in Böden kann so weit minimiert werden, dass auf belasteten Standorten ein angepasster Pflanzenbau wieder möglich ist und Schwermetallgehalte unter die geltenden Grenzwerte gesenkt werden können (bei leicht belasteten Böden). Die Effekte der Schwermetall-Immobilisierung sind in sauren Böden (z. B. pH 4–5, Fe und Al am Austauschkomplex) wirksamer als bei neutralen und alkalischen Bodenbedingungen.

Veränderung der Methanflüsse (Details dazu siehe auch Kap. 8b)

Über die Effekte von Pflanzenkohle auf Methanflüsse kann aufgrund der hohen Variabilität und ungenügenden Systematik der Untersuchungen zurzeit in der Wissenschaft nur spekuliert werden. In neuesten umfassenden Metaanalysen ist eine leichte signifikante Zunahme der bodenbürtigen Methanemissionen in allen untersuchten Feldversuchen zu sehen, die aber großen Variationen, abhängig von der Aufwandmenge, Pflanzenart und der Dauer der Messung waren. Auch gab es Widersprüche zwischen Feld- und Gefäßversuchen. Eine Reduktion der Methan-Emission war vor allem bei periodisch überfluteten Böden feststellbar, während die Funktion einer Methan-Senken Wirkung von nicht überfluteten Böden mit Pflanzenkohle in geringerem Ausmaß erfüllt wurde (Jeffery et al., 2016).

Reduzierung von N₂O Emissionen (Details dazu siehe auch Kap. 8b)

Die Reduktion von Lachgasemissionen (sowie der Nitrat-Auswaschung) durch Anwendung von Biokohle ist eine der am besten belegten Effekte ihrer Nutzung (Borchard et al., 2019). Die größten N₂O-Reduktionen wurden in alkalischen bis leicht sauren sowie in eher sandigen Böden nachgewiesen (durchschnittlich –38 % N₂O bei Ertragssteigerung von +21 %).

Pflanzenkohle in der Kompostierung

Biokohle kann eine effektive Zugabe bei der Kompostierung zur Reduzierung von Treibhausgas-Emissionen sein und somit die Umweltverträglichkeit des Kompostierungsprozesses verbessern. Die Zugabe von Biokohle zur Kompostierung kann die Stickstoffverluste um 30 % und die N₂O-Emissionen um 66 % reduzieren. Die Anwendung von co-kompostierter Biokohle erhöht den durchschnittlichen Ertrag von Getreide signifikant um 40 %. Die größten Ertragssteigerungen fanden in Böden mit pH-Werten von 4–5 statt.

Biokohle kann somit die Qualität des Komposts beeinflussen, das Entscheidende bleibt aber die Technik der Kompostierung.

Aufwandmengen von Pflanzenkohle in der Landwirtschaft

Exakte Empfehlungen für die Aufwandmengen auf landwirtschaftlich genutzte Böden sind aus der wissenschaftlichen Literatur derzeit noch nicht ableitbar. Dies ist primär dadurch bedingt, dass Pflanzenkohle die Funktion eines Boden-Hilfsstoffs hat, und es sowohl auf die lokalen Eigenschaften und Bedürfnisse des Bodens als auch auf die Eigenschaften der anzuwendenden Pflanzenkohle ankommt, ab wieviel „Hilfsstoff“ eine signifikante „Hilfswirkung“ zur Folge hat. Im Prinzip sind zwei Strategien optional verfügbar: die jährliche Anwendung einer geringen Dosis von 0,5–2 t/ha (optimaler Weise direkt im Wurzelbereich der Pflanzen) oder eine einmalige hohe Gabe von 10–30 t/ha. Biokohle für die direkte Ausbringung auf den Boden wird oft in pelletierter Form angeboten, um mit konventionellen Düngerstreuern kompatibel zu sein. Staubentwicklung wird durch einen Wassergehalt von 20–30 % vermieden, mit dem Biokohle schon von den Herstellern angeboten wird. Viele der publizierten Versuchsergebnisse beruhen auf nur ein- oder zweimaligen hohen Gaben von Pflanzenkohle. Über die Auswirkungen langfristig regelmäßiger und niedriger Gaben fehlen schlichtweg noch die Ergebnisse, da so langfristige Studien (> 10 Jahre) nach dem Muster historischer Dauer-Düngeversuche nur mit großem Aufwand in der Praxis umzusetzen und zu finanzieren sind.

Bei jeder Dosierung von Pflanzenkohle ist jedenfalls zu beachten, dass dieses kohlenstoffreiche Material (70–90 % C) nach einem adäquaten Stickstoff-Ausgleich verlangt, um das C/N-Verhältnis im Boden nicht zu sehr zu verschieben. Dieser Ausgleich kann durch vorherige Anreicherung der Pflanzenkohle mit Stickstoff aus organischen oder mineralischen Düngern erfolgen (manchmal inkorrekt als „Aktivierung“ bezeichnet) oder muss spätestens bei der Ausbringung im Düngeregime beachtet werden.

Literatur:

Borchard, N. et al. 2019: Biochar, soil- and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis, *Science of The Total Environment*, 651, 2, 2354–2364, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.060>

Jeffery, S., Verheijen, F., Kammann, C., Abalos, D. (2016). Biochar effects on methane emissions from soils: A meta-analysis, *Soil Biology and Biochemistry*, 101, 251–258.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.021> Peng, X., Deng, Y., Peng, Y., & Yue, K.

(2018). Effects of biochar addition on toxic element concentrations in plants: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 616–617, 970–977.

<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.10.222>

Razzaghi, F., Obour, P. B., & Arthur, E. (2020). Does biochar improve soil water retention? A Systematic Review and meta-analysis. *Geoderma*, 361, 114055.

<https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2019.114055>

Schmidt, H.-P., Kammann C., Hagemann N., Leifeld J., Bucheli T., Sánchez Monedero M.A., Cayuela M.L. (2021a). Biochar in agriculture –A systematic review of 26 global meta-analyses. *Global Change Biology Bioenergy*, 13, 2021, 1–23.

<https://doi.org/10.1111/gcbb.12889>

Schmidt, H.-P., Hagemann, N., Abächerli, F., Leifeld, J., Bucheli, T. (2021b). Pflanzenkohle in der Landwirtschaft. *Agroscope Science* 112/2021. <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/46567>

<https://doi.org/10.34776/as112g>

Zhou, H., Zhang, D., Wang, P., Liu, X., Cheng, K., Li, L., Zheng, J., Zhang, X., Zheng, J.,

Crowley, D., van Zwieten, L., & Pan, G. (2017). Changes in microbial biomass and the

metabolic quotient with biochar addition to agricultural soils: A Meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 239, 80–89.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.006>.

II. Grünlandwirtschaft

Andreas Bohner; HBLFA Raumberg-Gumpenstein

Im Dauergrünland sind die Einsatzmöglichkeiten von Biokohle wegen der schwierigen Ausbringung gering. In stark sauren Grünlandböden ($\text{pH} < 5.0$) kann eine Zufuhr von Biokohle den pH-Wert erhöhen. In Grünlandböden mit niedrigem Gehalt an pflanzenverfügbarem Kalium kann durch Zufuhr von kaliumreicher Biokohle der Kalium-Gehalt im Boden rasch erhöht und das Kleewachstum gefördert werden. Durch Zufuhr von Biokohle kann die Phosphor-Verfügbarkeit in sauren Böden ($\text{pH} < 6.5$) längerfristig erhöht werden, wenn die Applikationsmenge mehr als 10 t pro Hektar beträgt. In Humusarmen, sandreichen Grünlandböden können trockenheitsbedingte Ertrags- und Futterqualitätseinbußen bei hoher Ausbringungsmenge ($> 10 \text{ t ha}^{-1}$) abgepuffert werden. Schadverdichtete Grünlandböden können durch Biokohle bei sehr hoher Ausbringungsmenge ($> 80 \text{ t ha}^{-1}$) aufgelockert werden. Durch Applikation von Biokohle können die Kohlendioxid- und Lachgas-Emissionen von Grünlandböden reduziert werden. Auf sauren Böden nehmen die Ammoniak-Emissionen aufgrund der pH-Wert-Anhebung zu. Auf humusarmen Planieböden kann Biokohle mit niedrigem C/N-Verhältnis in Kombination mit Wirtschaftsdünger (Stallmist, Stallmistkompost) die Bodenqualität durch Humusaufbau und Steigerung der biologischen Aktivität deutlich verbessern und somit Ertrag und Futterqualität steigern.

Im Dauergrünland sind die Einsatzmöglichkeiten von Biokohle vor allem wegen der schwierigen Ausbringung eher gering. Generell kann Biokohle die physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften verbessern und somit die Bodenqualität und Bodenfruchtbarkeit steigern (Omondi et al., 2016, Xiang et al., 2017, Razzaghi et al., 2020, Pokharel et al., 2020, Schmidt et al., 2021 a, b). Im Dauergrünland liegt der potentielle Nutzen von Biokohle vor allem im Klimaschutz durch die langfristige Steigerung des Kohlenstoffvorrats im Boden (Kohlenstoffsequestrierung) und durch die Reduktion von Treibhausgasemissionen aus dem Boden (Xiang et al., 2017, Schmidt et al., 2021 b).

Biokohle ist im Boden chemisch und biologisch schwer abbaubar. Die mittlere Verweilzeit beträgt im Boden hunderte bis tausende Jahre (Ding et al., 2018). Generell werden durch die Zufuhr von Biokohle die Kohlenstoffkonzentration und der Kohlenstoffvorrat im Boden erhöht (Stewart et al., 2013, Wang et al., 2016, Ding et al., 2018, Blanco-Canqui et al., 2020,

Schmidt et al., 2021 a). Außerdem verlangsamt die Biokohle häufig die Humusmineralisierung im Boden (negatives Priming), stabilisiert den labilen Humus und eignet sich deshalb besonders für die langfristige Kohlenstoffsequestrierung in landwirtschaftlich genutzten Böden (Wang et al., 2016, Cross & Sohi 2011, Schmidt et al., 2021 a). Negatives Priming findet insbesondere in humus- und tonreichen Böden bei hoher Ausbringungsmenge von stickstoffarmer Biokohle (Biokohle aus holzigem Ausgangsmaterial bzw. mit hohem C/N-Verhältnis) statt (Ding et al., 2018).

Die Böden unter Dauergrünland sind meist sehr humusreich. Der Humusgehalt beträgt in den obersten 10 cm häufig mehr als 6 % und ist somit deutlich höher als jener von Ackerböden. In Dauergrünlandböden ist in der Regel nicht die Humusmenge, sondern die Geschwindigkeit des jährlichen Humusumsatzes ein ertragsbegrenzender Faktor. Primäres Ziel der Grünlandbewirtschaftung ist daher nicht Humusaufbau, sondern Beschleunigung des jährlichen Humusumsatzes im Boden. Dadurch verbessert sich die Nährstoffversorgung der Grünlandpflanzen. In humusreichen Grünlandböden hemmt Biokohle die mikrobielle Humusmineralisierung (Cross & Sohi 2011, Schmidt et al., 2021a). Deshalb eignet sich die Biokohle im Dauergrünland vor allem für die Kohlenstoffanreicherung (Humusaufbau) in humusarmen Planieböden, wobei eine Abstimmung mit der Nährstoffversorgung nötig ist.

Der Stickstoff in der Biokohle ist im Allgemeinen mikrobiell schwer abbaubar (Ding et al., 2018). Biokohle mit hohem C/N-Verhältnis kann zu einer Stickstoffimmobilisierung im Boden führen. Biokohle alleine ausgebracht in großer Menge vermindert den pflanzenverfügbaren Stickstoffgehalt im Boden nach der Ausbringung (Stewart et al., 2013, Pokharel et al., 2020, Schmidt et al., 2021 b). Daher sollte Biokohle in Kombination mit Dünger mit niedriger Menge (0,5–2 t ha⁻¹) ausgebracht werden (Schmidt et al., 2021 b). Die größte positive Wirkung wird in sauren, sandigen, humusarmen aber stickstoffreichen Böden erzielt.

Durch die Zufuhr von Biokohle können die biologische Stickstoff-Fixierung (Liu et al., 2018), die mikrobielle Biomasse und die Aktivität zahlreicher Enzyme (z. B. für den Stickstoff- und Phosphorkreislauf) insbesondere in sauren, humusarmen, tonreichen Böden gesteigert werden (Pokharel et al., 2020). Auf humusarmen Planieböden (Böden, die durch Auf- und/oder Umlagerung von oberflächennahem Bodenmaterial und/oder unterliegendem Grundgestein geprägt sind) kann daher Biokohle mit einem engeren C/N-Verhältnis durch Kombination mit Wirtschaftsdünger (Stallmist, Stallmistkompost) die Bodenqualität durch Humusaufbau und Steigerung der biologischen Aktivität deutlich verbessern und somit Ertrag und Futterqualität steigern.

In stark sauren Grünlandböden ($\text{pH} < 5,0$) ist durch Zufuhr von Biokohle eine Erhöhung des pH-Wertes möglich (Kloss et al., 2014).

In Grünlandböden mit niedrigem Gehalt an pflanzenverfügbarem Kalium kann durch Zufuhr von kaliumreicher Biokohle (Biokohle aus Pflanzenmaterial) der Kalium-Gehalt im Boden rasch erhöht, der Kalium-Gehalt in den Pflanzen deutlich gesteigert und das Pflanzenwachstum gefördert werden (Bohner et al., 2016; Schimmelpfennig et al., 2015). Durch Zufuhr von Biokohle kann das Kleewachstum (insbesondere Rot-Klee) gefördert werden, vor allem in Grünlandböden mit niedrigem Gehalt an pflanzenverfügbarem Kalium (Van de Voorde et al., 2014).

Die Grünlandböden sind in Österreich – bewertet nach der Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und im Grünland – meist sehr schlecht mit CAL-löslichem Phosphor versorgt. Durch die Zufuhr von Biokohle kann die Phosphor-Verfügbarkeit in sauren Böden ($\text{pH} < 6,5$) längerfristig erhöht werden, wenn die Applikationsmenge mehr als 10 t pro Hektar beträgt. Auf Karbonat haltigen Böden bzw. auf Böden mit einem pH-Wert über 7,5 wird durch Biokohle-Applikation der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor nicht erhöht (Glaser & Lehr 2019).

Durch die Zufuhr von Biokohle kann das Wurzelwachstum (insbesondere Wurzellängenwachstum) gesteigert werden (Xiang et al. 2017). Dadurch werden die Wasser- und Nährelementvorräte in landwirtschaftlich genutzten Böden von den Pflanzen besser genutzt und die Trockenheitstoleranz von Pflanzenbeständen wird erhöht.

Durch die Zufuhr von Biokohle können die Wasserspeicherkapazität und der pflanzenverfügbare Wassergehalt in landwirtschaftlich genutzten Böden erhöht werden (Omondi et al., 2016, Razzaghi et al., 2020, Schmidt et al., 2021 a). Allerdings ist eine Erhöhung nur in humusarmen, sandreichen Böden bei hoher Ausbringungsmenge ($> 10 \text{ t ha}^{-1}$) zu erwarten. Trockenheitsbedingte Ertrags- und Futterqualitätseinbußen können somit durch Zufuhr von Biokohle nur in humusarmen, sandreichen Grünlandböden ab gepuffert werden.

Intensive Bewirtschaftung hat im Dauergrünland großflächig zu einer Bodenverdichtung geführt. Bei sehr hoher Ausbringungsmenge ($> 80 \text{ t ha}^{-1}$) kann Biokohle die Lagerungsdichte in landwirtschaftlich genutzten Böden verringern und das Gesamtporenvolumen erhöhen (Omondi et al., 2016, Razzaghi et al., 2020, Schmidt et al., 2021 a). Schadverdichtete Grünlandböden können somit durch Biokohle bei sehr hoher Ausbringungsmenge aufgelockert werden, jedoch sind so hohe Ausbringungsmengen in der Praxis sowohl aus technischen als

auch aus wirtschaftlichen Gründen schwer umsetzbar oder würden einen Grünlandumbruch mit Neuanlage erfordern. Alternativ sind jährliche geringere Ausbringungsmengen von 0,5–2 t ha⁻¹, jedenfalls aber unter 10 t ha⁻¹ als Option mit oberflächlicher Ablage analog zur Gülleausbringung zu überlegen.

Durch Applikation von Biokohle können die Kohlendioxid- und Lachgas-Emissionen von landwirtschaftlich genutzten Böden reduziert werden. Auf sauren Böden nehmen die Ammoniak-Emissionen bei Zufuhr von Biokohle aufgrund der pH-Wert-Anhebung in der Regel zu. Die Methan-Emissionen werden nicht verändert oder erhöht (Cross & Sohi 2011, Schmidt et al., 2021 a, b). Für weitere Details siehe Kap. 8b.

Nachdem die Daten für die zahlreichen Biokohlestudien vorwiegend in Ackerböden und häufig außerhalb von Europa erhoben wurden, muss in langfristigen Feldversuchen geprüft werden, ob die Studienergebnisse auch auf österreichische Dauergrünlandböden übertragen werden können.

Die Ausbringung von Biokohle ist im Dauergrünland problematisch. Bei der Oberflächenapplikation von Biokohle können beträchtliche Verluste durch Windverwehung und Hangabschwemmung während Starkniederschlägen erfolgen. In landwirtschaftlich genutzten Böden ist die Wirkung der Biokohle am größten, wenn sie direkt in den Hauptwurzelraum der Pflanzen (0–10/20 cm Bodentiefe) eingebracht wird (Schmidt et al., 2021 b). Dies kann im Dauergrünland durch Einschlitzen von Biokohle erfolgen, ist aber aus pflanzenbaulichen Gründen nicht erwünscht bzw. auch technisch schwierig. Durch die Nutzung der Biokohle in der Tierhaltung gelangt sie über Stallmist, Stallmistkompost, Gülle oder mit dem Kot der Weidetiere auf die Grünlandfläche und wird von den Bodenorganismen (insbesondere Regenwürmer) langsam in den Boden eingetragen. Die Gülle wird im Dauergrünland bevorzugt mittels Schleppschauch oder Schleppschuh ohne Einschlitzen ausgebracht. Die Schlitztechnik, wodurch Biokohle mit der Gülle in den Hauptwurzelraum der Pflanzen gelangt, wird in der Praxis sehr selten angewendet.

Literatur:

- Blanco-Canqui, H., D.A. Laird, E.A. Heaton, S. Rathke & B.S. Acharya: Soil carbon increased by twice the amount of biochar carbon applied after 6 years: Field evidence of negative priming. *GCB Bioenergy*, Vol. 12, 240–251, 2020
- Bohner, A., B. Wimmer, W. Graiss, M. Kandolf, J. Kaufmann, M. Schink & G. Soja: Effects of biochar on dry matter production and competitive ability of *Rumex obtusifolius* L. *Journal für Kulturpflanzen*, Vol. 68, 232–240, 2016
- Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus: Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland, 8. Auflage, 2022
- Cross, A. & S.P. Sohi: The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 43, 2127–2134, 2011
- Ding, F., L. Van Zwieten, W. Zhang, Z. Weng, S. Shi, J. Wang & J. Meng: A meta-analysis and critical evaluation of influencing factors on soil carbon priming following biochar amendment. *Journal of Soils and Sediments*, Vol. 18, 1507–1517, 2018
- Glaser, B. & V.I. Lehr: Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils: A meta-analysis. *Scientific Reports* 9, 9338, 2019
- Kloss, S., F. Zehetner, B. Wimmer, J. Buecher, F. Rempt & G. Soja: Biochar application to temperate soils: Effects on soil fertility and crop growth under greenhouse conditions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Vol. 177, 3–15, 2014
- Liu, Q., Y. Zhang, B. Liu, J.E. Amonette, Z. Lin, G. Liu, P. Ambus & Z. Xie: How does biochar influence soil N cycle? A meta-analysis. *Plant and Soil*, Vol. 426, 211–225, 2018
- Omondi, M.O., X. Xia, A. Nahayo, X. Liu, P.K. Korai & G. Pan: Quantification of biochar effects on soil hydrological properties using meta-analysis of literature data. *Geoderma*, Vol. 274, 28–34, 2016
- Pokharel, P., Z. Ma & S.X. Chang: Biochar increases soil microbial biomass with changes in extra- and intracellular enzyme activities: a global meta-analysis. *Biochar*, Vol. 2, 65–79, 2020
- Razzaghi, F., P.B. Obour & E. Arthur: Does biochar improve soil water retention? A systematic review and meta-analysis. *Geoderma*, Vol. 361, 114055, 2020
- Schimmelpfennig, S., C. Kammann, G. Moser, L. Grünhage & C. Müller: Changes in macro- and micronutrient contents of grasses and forbs following *Miscanthus x giganteus*

feedstock, hydrochar and biochar application to temperate grassland. *Grass and Forage Science*, Vol. 70, 582–599, 2015

Schmidt, H.P., C. Kammann, N. Hagemann, J. Leifeld, T.D. Bucheli, M.A. Sanchez-Monedero & M.L. Cayuela: Biochar in agriculture – a systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy*, Vol. 13, 1708–1730, 2021a

Schmidt, H.P., N. Hagemann, F. Abächerli, J. Leifeld & T. Bucheli: Pflanzenkohle in der Landwirtschaft. *Agroscope Science*, Nr. 112, 2021b

Stewart, C.E., J. Zheng, J. Botte & M.F. Cotrufo: Co-generated fast pyrolysis biochar mitigates greenhouse gas emissions and increases carbon sequestration in temperate soils. *GCB Bioenergy*, Vol. 5, 153–164, 2013

Van de Voorde, T.F.J., T.M. Bezemer, J.W. Van Groenigen, S. Jeffery & L. Mommer: Soil biochar amendment in a nature restoration area: effects on plant productivity and community composition. *Ecological Applications*, Vol. 24, 1167–1177, 2014

Wang, J., Z. Xiong & Y. Kuzyakov: Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy*, Vol. 8, 512–523, 2016

Xiang, Y., Q. Deng, H. Duan & Y. Guo: Effects of biochar application on root traits: a meta-analysis. *GCB Bioenergy*, Vol. 9, 1563–1572, 2017

III. Tierhaltung

Gerald Dunst, Sonnenerde GmbH, Riedlingsdorf

Der Einsatz von Biokohle ist überall dort sinnvoll, wo es einen Überschuss an Stickstoff und/oder die Gefahr von N-Verlusten und/oder Fäulnis gibt. Die Wirkung der Biokohle bei Wirtschaftsdüngern kann also wie folgt beschrieben werden:

- a) Abtrocknung
- b) Reduktion der Fäulnis und damit des Geruchs
- c) Stickstoffkonservierung

Mit Biokohle behandelter Wirtschaftsdünger hat eine bessere Düngewirksamkeit. Aufgrund der geringen Biokohlemengen die dabei in den Boden gelangen, sind hier zumindest kurzfristig keine signifikanten Unterschiede im Bereich der Bodenphysik zu erwarten.

Dennoch werden die mikrobiologische Zusammensetzung auch bei diesen geringen Mengen verändert und im ersten Schritt Mykorrhiza Pilze gefördert, was wiederum den Pflanzenwuchs stimuliert. Eine regelmäßige Anwendung von Biokohle-Wirtschaftsdüngern und die hohe Stabilität der Biokohle, führt zu einer Anreicherung in den Boden und damit auch

zu einem erhöhten Kohlenstoffgehalt und einer langfristigen Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit.

Die Auswertung von über 150 Literaturstudien ergab bislang ausschließlich positive Wirkungen von Biokohle als Futterzusatz (max. 1 % der Ration, bzw. 50-200 g/GVE und Tag) [1]. Sie absorbiert Toxine und Umweltschadstoffe, fördert ein positives mikrobiologisches Milieu im Magen-Darmtrakt sowie die Tiergesundheit und steigert die Leistung.

Biokohle verbessert dabei auch die Qualität der Ausscheidungen – Geruch und Nährstoffverluste werden reduziert, die Trockenmasse wird erhöht. Diese positiven Wirkungen sowie Reduktionen von Methanemissionen wurden bei verschiedenen Nutztieren, inklusive Haustieren und Aquakulturen, nachgewiesen [2].

Beim Einsatz in der Fütterung landwirtschaftlicher Nutztiere sollte ausschließlich zertifizierte Biokohle verwendet werden. Eine tierärztliche oder fütterungstechnische Beratung ist empfehlenswert.

Literatur

- [1] Schmidt, H. P., C. Kammann, A. Gerlach & H. Gerlach: Der Einsatz von Pflanzenkohle in der Tierfütterung, Ithaka-Journal, Arbaz, Switzerland, www.ithaka-journal.net/95, ISSN 1663–0521, pp. 364–394, 2016
- [2] Toth, J.D. & Z. Dou: Use and impact of biochar and charcoal in animal production systems. In: Guo, M., He, Z. and Uchimiya, S.M. (eds.): Agricultural and Environmental Applications of Biochar. SSSA Special Publication 63, 199–224, 2016.

b. Biokohle im Gartenbau und in der Grünraumgestaltung

Gerald Dunst; Sonnenerde GmbH, Riedlingsdorf

Biokohle wird mittlerweile in einer Reihe von verschiedenen Substraten eingesetzt. Der wichtigste Wirkmechanismus ist die Zwischenspeicherung von Nährstoffen, die sehr hohe Stabilität und die Förderung der Mikrobiologie.

Torfersatz:

Mengenmäßig wird hier Biokohle nur eine geringe Rolle spielen, da dieses Produkt im Vergleich zu Torf wesentlich teurer ist (250 €/m³, Stand 2022) und völlig andere Eigenschaften

aufweist, wie z. B. einen sehr hohen pH-Wert. Vorstellbar ist daher nur der Ersatz eines kleineren Anteils (< 20 %) von Torf durch Biokohle, um den CO₂-Fußabdruck eines Torfprodukts zu verkleinern. In der Entwicklung von torffreien Substraten auf Basis von Komposten und Holzfasern, sowie verschiedensten mineralischen Komponenten wie Perlite, Vermiculite, Blähton oder diverse Splitte, kann Biokohle dennoch eine entscheidende Rolle spielen.

Herstellung Von Spezialsubstraten:

Nach der Entdeckung der Terra Preta gibt es einen regelrechten Boom und unterschiedlichste Rezepturen für die Herstellung von Biokohle-hältigen Substraten. Die dabei eingesetzten Mengen bewegen sich im Bereich von 5-20 %. Eine „Aufladung“ der Biokohle mit Nährstoffen (vor allem Stickstoff), und eine „Aktivierung“ mit verschiedenen Mikroorganismen ist dabei fast immer ein wichtiger Verfahrensschritt. Häufig macht man dies schon während der Kompostierung, wobei die Biokohle entweder zum Rottestart oder zumindest im frühen Rottestadium beigemischt wird.

In diesen Substraten dient die Kohle in erster Linie als Zwischenspeicher für verfügbare Nährstoffe. Die Versorgung der Pflanzen wird dadurch verbessert, gleichzeitig werden die Nährstoffverluste und der Ausstoß von klimarelevanten Gasen (insbesondere N₂O) reduziert [2].

Die Freie Universität Berlin optimiert in Zusammenarbeit mit dem Botanischen Garten Berlin derzeit eine Reihe von Pflanzsubstraten, welche auch den speziellen Ansprüchen nicht-heimischer Pflanzen genügen [3].

Stockholmer Baumpflanzsystem:

Diese neue Art der Stadtbaumpflanzung wurde in Stockholm entwickelt und besteht aus groben Steinen (90–150mm) und einem sogenannten „Feinsubstrat“, welches in die Hohlräume zwischen den groben Steinen eingebracht wird. Dieses Feinsubstrat soll Jahrzehnte bis Jahrhunderte stabil bleiben und besteht daher zu einem Großteil aus speziell aufgeladener Biokohle und Quarzsand.

Mit dieser neuen Methode kann erstmals ein durchwurzelbares Substrat unter Plätzen, Gehwegen oder Straßen geschaffen werden, die Bäume können gesund ihr natürliches Alter erreichen und damit ihrer Funktion der Stadtkühlung entsprechend gerecht werden. Außerdem dienen diese Substrate nach dem „Schwammstadt-Prinzip“ der Speicherung von Ober-

flächenwasser und der Reinigung der Oberflächenwässer, da Biokohle aufgrund ihrer Oberflächenstruktur eine sehr hohe Adsorptionskraft gegenüber den in der Stadt gehäuft anfallenden organischen Schadstoffen aufweist (PAKs aus Ruß und Reifenabrieb).

Biokohle Als Kompostbestandteil

Biokohle kann ein wertvoller und hocheffizienter Zuschlagstoff zur Kompostierung sein, und zwar bei nährstoffreichen Rohstoffen wie Bioabfall oder Klärschlamm. Während der Kompostierung werden durch die Zugabe von 5–20 % V/V Biokohle Verluste an Kohlenstoff und Stickstoff sowie störender Geruch und der Austritt von klimarelevanten Gasen reduziert. Mit Biokohle hergestellte Komposte sind nährstoffreicher und können die Produktionsleistung der damit gedüngten Pflanzen erhöhen. Nach Freigabe der neuen Version der Kompostverordnung (Stand 2023) wird Biokohle als Zuschlagsstoff bei der Kompostierung erlaubt sein.

Literatur

[1] Meinken, E.: Biokohle als Torfersatzstoff in gärtnerischen Kultursubstraten. Analytische Aspekte. Terra-Boga-Workshop, Berlin; pp. 27–29, 23.–24.6.2015

[2] Saarnio, S.: Impacts of biochar amendment on greenhouse gas emissions from agricultural soil. In: Guo, M., He, Z. and Uchimiya, S.M. (eds.): Agricultural and Environmental Applications of Biochar. SSSA Special Publication 63, 259-293, 2016
15 Fa. Sonnenerde, Oberwartherstraße 100, 7422 Riedlingsdorf ; E-Mail: g.dunst@sonnenerde.at

[3] Terytze, K.: Biokohle im Gartenbau – Verwertung von organischen Reststoffen zur Schließung von Energie- und Stoffkreisläufen. Berlin, Workshop 23.–24.6.2015

c. Biokohle in der Forstwirtschaft

Viktor J. Bruckman; ÖAW – Österreichische Akademie der Wissenschaften

Seit der ersten Auflage des vorliegenden Berichts von 2017 [1] hat sich die Studienlage verbessert und es gibt mittlerweile zu mehreren Fragestellungen bezüglich Anwendung von Biokohle in der Forstwirtschaft Untersuchungen. Grundsätzlich haben sich die potenziellen Anwendungsbereiche in der Forstwirtschaft im Vergleich zum vorhergehenden Bericht nicht wesentlich geändert, allerdings findet sich zunehmend zusammenfassende Literatur bezogen auf möglicher Nutzung in der Forstwirtschaft [2, 3]. Dadurch kann neben potenziellen Einsatzgebieten auch wesentlich präziser auf Fragen der Risiken (z. B. Eintrag von

Schwermetallen, induzierter Abbau von bereits im Boden vorhandenem organischem Material („positives Priming“), oder rapide Anhebung des pH-Wertes) und der positiven Auswirkungen (z. B. Einfluss auf die Standortproduktivität, Kohlenstoffspeicherung, Immobilisierung von Schadstoffen) eingegangen werden, sofern dies die Ergebnisse der durchgeführten Studien zulassen.

Die Einsatzmöglichkeiten in der Forstwirtschaft sind verglichen mit jenen in der Landwirtschaft allerdings etwas differenzierter zu beurteilen. Im Gegensatz zu landwirtschaftlich genutzten Böden ist Humusaufbau in Waldböden generell von geringerer Bedeutung. Für den Einsatz von Düngemitteln und bodenverbessernden Hilfsstoffen im Wald sind folgende Grundsätze zu beachten: Die Beachtung der standörtlichen Gegebenheiten ist Basis für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder, vor allem bei der Wahl zukunftsfitter Baumarten. Meist geschlossene Nährstoffkreisläufe und lange Produktionszeiträume sorgen bei nachhaltiger Bewirtschaftung in der Regel für eine weitgehend automatisch ablaufende forstliche Produktion.

Die flächige Ausbringung von Hilfsstoffen beschränkt sich dabei auf spezielle Fragestellungen, wie zum Beispiel auf Bodenmeliorationen infolge historischer Landnutzungen und auf Waldumbau durch Baumartenwechsel. Beim Ersatz von fichtendominierten Beständen durch standortangepasste Laubmischwälder kann Düngung und Kalkung beispielsweise erforderlich werden. Zur Auswirkung von Düngungsmaßnahmen (und auch Biokohleanwendung) bzw. von Baumarten auf die Kohlenstoffspeicherung im Waldboden gibt es derzeit nur wenige gesicherte Erkenntnisse. Die Vermeidung von Humusverlusten infolge flächiger Kalamitäten auf sensiblen Standorten, wie zum Beispiel im Kalkalpin, ist allerdings eine große Herausforderung für die Waldbewirtschaftung im Klimawandel.

Anwendungsmöglichkeiten von Biokohle in der Forstwirtschaft

Grundsätzlich ist in vielen Regionen der Erde Holzkohle in Waldböden zu finden, vor allem in Gegenden von periodisch wiederkehrenden Waldbränden (Savannen, Mediterran beeinflusste Regionen, Boreale Wälder). Ausgehend von Halbwertszeiten von Holzkohle im Waldboden von bis zu mehreren tausend Jahren [4], ist zunächst davon ausgegangen worden, dass die Ausbringung von Biokohle in Waldböden ähnliche Effekte erzielt und vor allem ähnlich langfristig stabil ist wie Holzkohle, die auf natürlichem Wege (Waldbrände) in das System gelangt ist. Allerdings ist diese je nach Ausgangsmaterial und Umgebungsbedingungen (in der Regel wesentlich höhere Temperaturen, aber auch kürzere Dauer des Umwandlungsprozesses von Biomasse in Holzkohle) sehr heterogen [5]. Nähere Untersuchungen haben

zudem gezeigt, dass industriell hergestellte Biokohle aufgrund der kontrollierten Pyrolysebedingungen insgesamt wesentlich stabiler als durch Waldbrände entstandene Holzkohle, und daher u.a. die langfristige Speicherung von Kohlenstoff, sowie der Einfluss auf Bodeneigenschaften tendenziell unterschätzt worden ist [6].

Bei Aufforstungen auf Böden mit ungünstigen Eigenschaften für das Baumwachstum kann die Anwendung von Biokohle durch die andauernde Wirkung ihrer bodenverbessernden Eigenschaften eine bedeutende Rolle spielen, vor allem in Bezug auf die Verbesserung der Nährstoffversorgung und Wasserspeicherung. Dies trifft besonders bei Rekultivierungsmaßnahmen und auf Sonderstandorten zu (geringe Sorption von Nährstoffen, Humusarmut). Bei Baumpflanzungen im urbanen Gebiet („Stadtböden“) und bei der Anlage von Energieholzflächen könnte Biokohleanwendung ebenfalls hilfreich sein, z. B. um Stickstoffverluste zu minimieren. Verstärkter Biomassenentzug bei der forstlichen Nutzung (Vollbaum- Ganzbaumnutzung) kann durch den Biokohleeinsatz allerdings nicht kompensiert werden. Großflächige Ausbringung von Biokohle in der Forstwirtschaft scheidet durch die schwierige flächige Ausbringung im Bestand und das Risiko von zusätzlichen Störungen (z. B. Bodenverdichtung) generell aus.

Nach wie vor hat der Einsatz von Biokohle in der Forstwirtschaft daher kaum praktische Relevanz, was vielfach an fehlender praktischer Erfahrung in Verbindung mit dem Fehlen gesicherter wissenschaftlicher Evidenz bzw. der Kontextualisierung von generellen Studienergebnissen auf eine konkrete Anwendungssituation vor Ort liegt. Zusätzlich sind die Kosten und die rechtlichen Rahmenbedingungen für die Ausbringung im Wald herausfordernd.

Grundsätzlich eignet sich Biokohle, die aus holzigem Ausgangsmaterial produziert wurde, am besten für eine positive Beeinflussung der Bodeneigenschaften [7]. Holzige Biomasse für die energetische Nutzung kann bei der Waldbewirtschaftung anfallen, steht aber mit anderen Nutzungsformen (z. B. direkte energetische Verwertung) in Konkurrenz. Daher kann die Produktion von Biokohle aus Sicht der Verwertung von Restbiomasse sinnvoll sein, was auch aus Sicht des Klimaschutzes durch die langfristige Kohlenstoffspeicherung der Verbrennung vorzuziehen wäre, wenn es zu keiner Konkurrenzsituation mit der thermischen Verwertung von Biomasse kommt. [2, 8, 9].

Im Folgenden sind Beispiele angeführt, zu denen zumindest erste Studienergebnisse und Konzepte vorliegen:

Verjüngung / Bestandes Begründung

Bei der Verjüngung von Waldbeständen sind mehrere Szenarien für den Einsatz von Biokohle denkbar. Weit verbreitet ist der Einsatz von torfbasiertem Substrat für die Anzucht von Setzlingen in der Forstwirtschaft. Aus ökologischer sowie aus Klimaschutzperspektive ist der Torfabbau problematisch. Es konnte gezeigt werden, dass sich Biokohle als nachhaltiger Ersatz für Torf gut eignet [10–12].

Auch in situ ergeben sich dadurch interessante Möglichkeiten, wie die punktförmige Ausbringung um den Anwuchs Erfolg, speziell unter Trockenstress zu erhöhen, da schlimmstenfalls kein signifikanter Effekt eintritt, bestenfalls der Anwuchs aber begünstigt wird [13]. Gerade bei sandigen Böden kann Biokohle die Wasserspeicherung deutlich erhöhen [14].

Großflächig werden auf Biokohle basierte Umhüllungen von Samen für die Verbreitung via Drohnen, Flugzeuge oder Hubschrauber bereits in Australien, Amerika und Afrika eingesetzt [15]. Dabei wird das Saatgut einerseits vor schädigenden Umwelteinflüssen geschützt und andererseits ein Vorrat an Nährstoffen für die Phase nach der Keimung angelegt. In Österreich und Mitteleuropa spielt diese Art der Ausbringung aktuell aber kaum eine Rolle, da Störungen kleinflächig sind und Naturverjüngung effizienter und kostengünstiger ist. Allerdings könnte das Konzept übertragen und für kleinflächigere Störungen Anwendung finden (Hangrutschungen, Kalamitäten, Extremstandorte usw.) um den Anwuchs Erfolg zu erhöhen und/oder einen Baumartenwechsel zu initiieren.

Sanierung von belasteten Böden

Im Kontext der Sanierung von belasteten Böden wären systemisch direktionale oder geschlossene Kreisläufe denkbar [16], wobei in einem direktionalen System der Wald (hier sind holzige Plantagen explizit miteingeschlossen) als Biomassequelle für Biokohle dient, die in anderen Systemen (z. B. Landwirtschaft) eingesetzt wird. Umgekehrt kann Restbiomasse aus der Landwirtschaft als Ausgangsmaterial für die Biokohleproduktion dienen. Im geschlossenen System wird Biomasse aus belasteten Systemen wieder demselben System zugeführt, um z. B. eine Immobilisierung von Schadstoffen zu erzielen, die dann nicht mehr im selben Maße pflanzenverfügbar sind. Dabei gelten allerdings dieselben Grundsätze, die den Biomasseentzug aus Waldökosystemen für andere Zwecke einschränken. Eine Degradation des Standortes durch den übermäßigen Entzug von Biomasse für die Herstellung von Biokohle muss unbedingt verhindert werden. Grundsätzlich sind daher nur nachhaltige Biomassequellen für die Biokohleproduktion heranzuziehen. Darüber hinaus sind im österrei-

chischen Kontext die Richtlinien für die sachgerechte Bodenrekultivierung land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen des Fachbeirats für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz in ihrer jeweils geltenden Fassung zu berücksichtigen.

Biomasseproduktion

Eine zentrale Frage ist der Effekt von Biokohle auf die Biomasseproduktion bzw. die Standortproduktivität. Eine Verringerung der Produktivität durch Biokohleausbringung konnte in einer Metastudie nicht nachgewiesen werden, es wurden durchwegs höhere Zuwächse gefunden, wobei der Effekt in tropischen und borealen Wäldern größer als in der temperierten Zone (u.a. Wälder in Mitteleuropa) ist [17, 18]. Speziell die Bindung von pflanzenverfügbarem Stickstoff an Biokohle wurde immer wieder als potentiell Risiko zur Verminderung von Biomasseproduktion gesehen [19], allerdings weisen Ergebnisse unter realen Bedingungen kaum Einbußen beim Wachstum in stickstofflimitierten Systemen nach [20]. Praktisch relevant in österreichischem Kontext kann ein Einsatz im Kurzumtrieb (z. B. Energieholzplantagen, Niederwaldbewirtschaftung), oder bei Neuaufforstungen sein, da eine flächige Ausbringung möglich, und von einer langfristigen Stabilisierung der Biokohle ausgegangen werden kann [21]. Zudem ist das Potenzial einer bodenverbessernden Wirkung gegeben (z. B. verbesserte Wasser- und Nährstoffnutzungseffizienz, Verringerung der Produktion von Treibhausgasen [22]). Im Kontext zu erwartbaren ausgeprägten Trockenperioden speziell während der Vegetationsperiode, kann ein positiver Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt erreicht werden [23].

Kohlenstoffspeicherung

Zentral im Zusammenhang mit Klimaschutz ist die langfristige Kohlenstoffspeicherung von Biokohle [24], sowie deren Einfluss auf den Kohlenstoffhaushalt am Standort. Wie bereits erwähnt, übertrifft Biokohle die Stabilität von durch Waldbrände entstandener Kohle. Wichtig ist in diesem Zusammenhang zu erwähnen, dass Biokohle ein Kontinuum von leicht bis schwer zu zersetzenden Kompartimenten darstellt. Je nach deren Eigenschaften und Anteilen ist die gesamt ausgebrachte Kohle mehr oder weniger langfristig stabil. Mehrere Studien weisen zudem darauf hin, dass die flächige Ausbringung von Biokohle in der Regel nicht zu einem erhöhten Abbau von bereits im Boden befindlichem organischem Material führt, und dadurch die Kohlenstoffkonzentration im Boden erhöht wird [20, 25–27]. Es kann unter bestimmten Bedingungen davon ausgegangen werden, dass durch die langfristige Kohlenstoffspeicherung in Waldböden ein Beitrag geleistet werden kann, um Kohlenstoff aus der Atmosphäre temporär zu binden. Allerdings ist eine generelle Aussage schwierig, weil einerseits an anderer Stelle Biomasseentnahmen erfolgen müssen (Nachhaltigkeitsaspekt)

und andererseits eine großflächige Ausbringung aus o.g. Gründen nicht möglich ist, oder eine zusätzliche Belastung für den Waldboden darstellt (z. B. Bodenverdichtung, Biodiversität). Konkrete Aussagen über die Langfristigkeit, sowie die Menge zusätzlicher Speicherung sind stark standortspezifisch und bedürfen einer separaten Bewertung.

Wasserschutz

Die Belastung von Grund- und Oberflächenwasser kann einerseits für die Trinkwasserversorgung und andererseits für die Ökologie der Fließgewässer problematisch sein. Obwohl zur Möglichkeit, der Reduzierung dieser Belastungen durch Biokohle noch nicht viele Studien existieren, kann davon ausgegangen werden, dass Stickstoff und Metalle durch Biokohle gebunden wird [28, 29]. Zurzeit läuft dazu in Finnland ein groß angelegter Versuch, bei dem Biokohle in wasserführenden Gräben eingebracht, und die Adsorptionskapazität unter verschiedenen Bedingungen untersucht wird.

Literatur

1. BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Umwelt und Wasserwirtschaft, Biokohle – Anwendung in der Land- und Forstwirtschaft. Fachbeirat für Bodenschutz und Bodenfruchtbarkeit im BMLFUW, G. Soja and A. Baumgarten, Editors. 2017, Ministerium für ein Lebenswertes Österreich: Wien.
2. Bruckman, V.J. and J. Pumpanen, Chapter 17 – Biochar use in global forests: opportunities and challenges, in *Developments in Soil Science*, M. Busse, et al., Editors. 2019, Elsevier. p. 427–453.
3. Page-Dumroese, D.S., M.D. Coleman, and S.C. Thomas, Opportunities and Uses of Biochar on Forest Sites in North America, in *Biochar: A Regional Supply Chain Approach in*

- View of Climate Change Mitigation, B.B. Uzun, et al., Editors. 2016, Cambridge University Press: Cambridge. p. 315–335.
4. Umweltbundesamt, Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C Sequestrierung in Böden in Texte 04/2016. 2016.
 5. Gao, C., et al., Variability in pyrogenic carbon properties generated by different burning temperatures and peatland plant litters: implication for identifying fire intensity and fuel types. *International Journal of Wildland Fire*, 2022. 31(4): p. 395–408.
 6. Santín, C., et al., Carbon sequestration potential and physicochemical properties differ between wildfire charcoals and slow-pyrolysis biochars. *Scientific Reports*, 2017. 7(1): p. 11233.
 7. Ippolito, J.A., et al., Feedstock choice, pyrolysis temperature and type influence biochar characteristics: a comprehensive meta-data analysis review. *Biochar*, 2020. 2(4): p. 421–438.
 8. Anderson, N.M., R.D. Bergman, and D.S. Page-Dumroese, A Supply Chain Approach to Biochar Systems, in *Biochar: A Regional Supply Chain Approach in View of Climate Change Mitigation*, B.B. Uzun, et al., Editors. 2016, Cambridge University Press: Cambridge. p. 25–45.
 9. Puettmann, M., et al., Life cycle assessment of biochar produced from forest residues using portable systems. *Journal of Cleaner Production*, 2020. 250: p. 119564.
 10. Pluchon, N., et al., Stimulation of boreal tree seedling growth by wood-derived charcoal: effects of charcoal properties, seedling species and soil fertility. *Functional Ecology*, 2014. 28(3): p. 766–775.
 11. Dumroese, R.K., et al., Biochar Can Be a Suitable Replacement for Sphagnum Peat in Nursery Production of *Pinus ponderosa* Seedlings. *Forests*, 2018. 9(5): p. 232.
 12. Köster, E., et al., Effect of biochar amendment on the properties of growing media and growth of containerized Norway spruce, Scots pine, and silver birch seedlings. *Canadian Journal of Forest Research*, 2020. 51(1): p. 31–40.
 13. Gundale, M.J., et al., The effect of biochar management on soil and plant community properties in a boreal forest. *GCB Bioenergy*, 2016. 8(4): p. 777–789.
 14. Omondi, M.O., et al., Quantification of biochar effects on soil hydrological properties using meta-analysis of literature data. *Geoderma*, 2016. 274: p. 28–34.
 15. Miles, T.R., Introduction to the biochar world with a focus on new possible applications, in *Biochar*. 2020, IOP Publishing. p. 1-1-1-13.
 16. Sohi, S.P. and T. Kuppens, Systems Integration for Biochar in European Forestry: Drivers and Strategies, in *Biochar: A Regional Supply Chain Approach in View of Climate*

Change Mitigation, B.B. Uzun, et al., Editors. 2016, Cambridge University Press: Cambridge. p. 70–95.

17. Thomas, S.C. and N. Gale, Biochar and forest restoration: a review and meta-analysis of tree growth responses. *New Forests*, 2015. 46(5): p. 931–946.
18. Grau-Andrés, R., et al., Biochar increases tree biomass in a managed boreal forest, but does not alter N₂O, CH₄, and CO₂ emissions. *GCB Bioenergy*, 2021. 13(8): p. 1329–1342.
19. Shan, S. and M.D. Coleman, Biochar influences nitrogen availability in Andisols of north Idaho forests. *SN Applied Sciences*, 2020. 2(3): p. 362.
20. Palviainen, M., et al., Effects of biochar on carbon and nitrogen fluxes in boreal forest soil. *Plant and Soil*, 2018. 425(1): p. 71–85.
21. Ventura, M., et al., Biochar mineralization and priming effect in a poplar short rotation coppice from a 3-year field experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 2019. 55(1): p. 67–78.
22. Agegnehu, G., A.K. Srivastava, and M.I. Bird, The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: A review. *Applied Soil Ecology*, 2017. 119: p. 156–170.
23. Lo Piccolo, E., et al., Biochar as a soil amendment in the tree establishment phase: What are the consequences for tree physiology, soil quality and carbon sequestration? *Science of The Total Environment*, 2022. 844: p. 157175.
24. Campbell, J.L., et al., Potential carbon storage in biochar made from logging residue: Basic principles and Southern Oregon case studies. *PLOS ONE*, 2018. 13(9): p. e0203475.
25. Zhao, P., et al., Effects of Biochar on Fluxes and Turnover of Carbon in Boreal Forest Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 2019. 83(1): p. 126–136.
26. Bruckman, V.J., et al., Biochar for Climate Change Mitigation: Tracing the in-situ Priming Effect on a Forest Site. *Energy Procedia*, 2015. 76: p. 381–387.
27. Cui, J., et al., Long-term effects of biochar application on greenhouse gas production and microbial community in temperate forest soils under increasing temperature. *Science of The Total Environment*, 2021. 767: p. 145021.
28. Kakaei Lafdani, E., et al., Purification of Forest Clear-Cut Runoff Water Using Biochar: A Meso-Scale Laboratory Column Experiment. *Water*, 2020. 12(2): p. 478.
29. Kinnunen, N., et al., Biochar Capacity to Mitigate Acidity and Adsorb Metals—Laboratory Tests for Acid Sulfate Soil Drainage Water. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2021. 232(11): p. 464.

d. Biokohle als CO₂-Senke

Gerhard Soja; AIT Austrian Institute of Technology GmbH; Universität für Bodenkultur Wien – Institut für Verfahrens- und Energietechnik; ÖBIKA – Österreichischer Verein für Biomasse-Karbonisierung

Marcel Huber; SynCraft Engineering GmbH, Schwaz

Pflanzenkohle hat Kohlenstoff über die Zwischenstufen der Photosynthese und der Pyrolyse um den Faktor 4.500 bis 5.000 gegenüber der Atmosphäre angereichert.

Bei stofflicher Anwendung wie z. B. in der Landwirtschaft oder als Baustoff Zusatz ist dieser Kohlenstoff stabil und kann der Atmosphäre dauerhaft entzogen werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass je nach Biokohle (in Abhängigkeit von Ausgangsmaterial, Pyrolysetemperatur und Anteil des elementaren Kohlenstoffs) eine Langzeitstabilität (über 100 bis über 1000 Jahre) von 75 bis 98 % des Kohlenstoffs der Biokohle zu erwarten ist.

Die Entwicklung von Qualitätsnormen für die Berechnung der CO₂ Senken Leistung von Pflanzenkohle hat die Entwicklung eines auf Pflanzenkohle basierenden Zertifikate-Handels ermöglicht. Die Anerkennung von Pflanzenkohle als CO₂-Senke erfordert die Berücksichtigung der Treibhausgas-Emission während der Produktion, der Lagerung und Pyrolyse der Eingangsprodukte sowie die Transport- und Ausbringungsaufwände der Pflanzenkohle durch eine (umfassende) Lebenszyklusanalyse (LCA).

Eine grundlegende Eigenschaft von Karbonisaten wie Biokohle ist der hohe, mengenmäßig dominierende Anteil von Kohlenstoff. So enthält Pflanzenkohle meist 70–80 % Kohlenstoff (C), während die pflanzlichen Ausgangsmaterialien nur aus 45–50 % C bestehen und der Massenanteil von C in der Atmosphäre etwa 0,016 % (= ca. 0,06 % CO₂ massebezogen) beträgt. Der grundlegende Schritt für diese Anreicherung passiert in der pflanzlichen Photosynthese, welche über mehrere Zwischenschritte einen Kohlenstoff-Anreicherungsfaktor von etwa 3.000 gegenüber dem atmosphärischen Kohlenstoffdioxid (CO₂) bewirkt. Die restliche Anreicherung auf einen Faktor von bis zu 5.000 ermöglichen die thermochemischen Prozesse im Pyrolysereaktor, bei dem Kohlenstoff im festen Rückstand (= Pflanzenkohle)

auf konzentriert wird und die flüchtigen Produkte zu einem wesentlichen Anteil außer Kohlenstoff auch aus Wasserstoff und Sauerstoff bestehen.

Wird Pflanzenkohle in den Boden eingearbeitet, erhöht dieses kohlenstoffreiche Produkt den Gehalt an organischem Boden-Kohlenstoff. Hier ist vor allem wichtig, dass die Kohlenstoffanreicherung im Boden langfristig wirksam ist und nicht zu schnell wieder verloren geht. Im Gegensatz zu anderen organischen Bodenzuschlagsstoffen wie Wirtschaftsdünger, Biogasgülle oder Kompost ist der Kohlenstoff verschiedenster Biokohle-Produkte wie auch Pflanzenkohle einem mikrobiologischen Abbau schlecht zugänglich. Der Grund dafür sind die hochkondensierten aromatischen Bindungsformen und graphitähnlichen Molekülstrukturen, in denen der Kohlenstoff vorliegt. Nur ein kleiner Teil des Kohlenstoffs liegt in niedermolekularen, besser verstoffwechselbaren Verbindungen vor, welche als Reste der flüchtigen Pyrolyseprodukte an den Oberflächen der Biokohlen verblieben oder wieder rekondensiert sind [1]. Der weitaus überwiegende Anteil des Kohlenstoffs widersteht mikrobiologischem oder physikalisch-chemischem Angriff, da elementarer Kohlenstoff nicht abgebaut werden kann und auch die Aggregatbildung mit mineralischen Bestandteilen des Bodens die Stabilität erhöht. Es ist heute davon auszugehen, dass zumindest 75 % (nach EBC) bis fast 100 % des in Biokohle enthaltenen Kohlenstoffs als stabil bezeichnet werden können. Frühere Ansätze, welche von einem linearen Abbau pro Jahr ausgegangen sind [2], werden in Zukunft von komplexeren Modellen der Kohlenstoff-Dynamik abgelöst werden.

Kohlenstoff, der somit für Zeiträume von über 100 Jahren der Atmosphäre entzogen ist, kann in diesem Zeitraum nicht mehr als Treibhausgas klimawandel-fördernd wirken. Aus diesem Grund führt der IPCC (Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen) Biokohle als eine von sechs Optionen für „Negative Emissionstechnologien“ an [3, 4]. Diese Bezeichnung bezieht sich auf den Entzug von Kohlenstoffdioxid aus der Atmosphäre, welcher das Gegenteil einer Emission (daher „negativ“) darstellt. Neuere Bezeichnungen verwenden den zugänglicheren Begriff „klimapositive Technologien“. Die Bedeutung des Bodens für eine langfristige Kohlenstoffspeicherung beruht auf der enormen Menge des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs (ca. 4.000 Mrd. t in organischer und anorganischer Form), was etwa der fünffachen Menge des in der Atmosphäre vorhandenen Kohlenstoffs oder der vierhundertfachen Menge des jährlich durch fossile Brennstoffe und Zementproduktion emittierten Kohlenstoffmenge entspricht [5]. Daher können schon geringe relative Änderungen im Boden-Kohlenstoff signifikante klimarelevante Auswirkungen nach sich ziehen. Die ernsthafte Verfolgung aller klimapositiven Technologie-Optionen in Ergänzung zu den unerlässlichen Emissionsreduktionen ist umso wichtiger, je ernster die Bemühungen um die Erreichung des 1,5 °C-Ziels genommen werden [6]. Eine Meta-Analyse von Gross et

al. [7] über die Auswirkungen von Biokohle-Anwendung auf den Kohlenstoffgehalt im Boden (64 Studien mit bis zu 10 Jahren Dauer) zeigte unter Freilandbedingungen einen mittleren Anstieg des organischen Boden-Kohlenstoffs von 14–20 t C/ha bei einer Biokohlen-Ausbringungsmenge von insgesamt 20–30 t/ha. Dieser Überblick umfasste allerdings auch Studien, welche Biokohlen mit geringeren C-Gehalten als Pflanzenkohlen verwendeten und wo tropisches Klima für einen rascheren C-Abbau als subtropisches oder gemäßigttes Klima sorgte. Wenn die Anwendung von Biokohle als permanente Kohlenstoffsенке im Boden im Vordergrund steht, sollten die Kohlen ein molares H/C-Verhältnis von kleiner als 0,4 aufweisen und bei Temperaturen von mehr als 550 °C hergestellt worden sein. Bei solchen Kohlen kann davon ausgegangen werden, dass etwa 2 bis 25 % des Kohlenstoffs zu einem semi-persistenten Kohlenstoff-Pool mit einer Verweilzeit von 50–100 Jahren gehören, während etwa 75 bis 98 % des Kohlenstoffs etwa 1.000 oder mehr Jahre (je nach Bodenart und Klima) stabil bleiben [8].

Biokohlen können also dann zu einer stabilen Kohlenstoff-Senke werden, wenn sie stofflich und nicht thermisch (z. B. als Grillkohle oder als Reduktionsmittel bei der Stahlherstellung) genutzt werden. Zu den relevanten stofflichen Nutzungen zählen außer den land- / forstwirtschaftlichen und gartenbaulichen Anwendungen auch die Einsatzmöglichkeiten in Baustoffen, wo es sowohl hinsichtlich Beimengungen zu Asphalt, Beton, Verputzen und Kunststoff-Verbundstoffen bereits erfolgreiche Pilot- und Demoprojekte gibt.

Einen korrekten ersten Ansatz zur Berechnung des Kohlenstoffsенке-Potentials und zur Zertifizierung der verifizierten C-Senken von Pflanzenkohle liefern publizierte Richtlinien [9]. Dabei werden jene Treibhausgase erfasst, welche bei der Produktion, Vorbereitung und Pyrolyse der Biomasse entstanden sind. Unter Berücksichtigung einer 10 %igen Sicherheitsmarge wird das C-Senken Potential berechnet, welches bis zum Verkauf der fertigen Biokohle gilt. Aus dem C-Senken Potential wird erst dann eine zertifizierbare C-Senke, wenn ein akkreditiertes Tracking-System die Verwendung der Biokohle verfolgt und eine langfristige C-Speicherung sichergestellt ist. Zu diesem Zweck gibt es akkreditierte C-Senken-Händler und Handelsplattformen, welche die biokohlen-basierte C-Senke als Klimadienstleistung verkaufen sowie ein C-Senken-Register für die vollständigen Aufzeichnungen. Diese Richtlinien werden laufend weiterentwickelt und an neue Erkenntnisse angepasst.

Literatur

[1] Dutta, T., Kwon, E., Bhattacharya, S. S., Jeon, B. H., Deep, A., Uchimiya, M., and Kim, K. H.: Polycyclic aromatic hydrocarbons and volatile organic compounds in biochar and

- biochar-amended soil: a review, *Global Change Biology Bioenergy*, 9, 990–1004, 10.1111/gcbb.12363, 2017.
- [2] Camps-Arbestain, M., Amonette, J.E., Singh, B., Wang, T., Schmidt, H.-P.: A biochar classification system and associated test methods, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*. Routledge, London, pp. 165–194, 2015.
- [3] Smith, P.: Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies, *Global Change Biology*, 22, 1315–1324, 10.1111/gcb.13178, 2016.
- [4] Rogelj, J., D. Shindell, K. Jiang, S. Fifita, P. Forster, V. Ginzburg, C. Handa, H. Khesghi, S. Kobayashi, E. Kriegler, L. Mundaca, R. Séférian, and M.V.Vilariño, 2018: Mitigation Pathways Compatible with 1.5°C in the Context of Sustainable Development. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C*.
- [5] Chabbi, A., Rumpel, C., Hagedorn, F., Schrumpf, M., Baveye, P.C.: Carbon storage in agricultural and forest soils. *Frontiers in Environmental Science* 10, 848572, 210.3389/fenvs.2022.848572, 2022.
- [6] Hilaire, J., Minx, J. C., Callaghan, M. W., Edmonds, J., Luderer, G., Nemet, G. F., Rogelj, J., and Zamora, M. D.: Negative emissions and international climate goals-learning from and about mitigation scenarios, *Climatic Change*, 157, 189–219, 10.1007/s10584-019-02516-4, 2019.
- [7] Gross, A., Bromm, T., and Glaser, B.: Soil Organic Carbon Sequestration after Biochar Application: A Global Meta-Analysis, *Agronomy-Basel*, 11, 10.3390/agronomy11122474, 2021.
- [8] Schmidt HP, Abiven S, Hagemann N, Meyer zu Drewer J: Permanence of soil applied biochar. An executive summary for Global Biochar Carbon Sink certification, the *Biochar Journal*, Arbaz, Switzerland, www.biochar-journal.org/en/ct/109, pp 69–74, 2022.
- [9] EBC (2020), Zertifizierung des C-Senken Potentials von Pflanzenkohle, Ithaka Institute, Arbaz, Switzerland. (<http://european-biochar.org>). Version 2.1D vom 25. Januar 2021.

e. Biokohle und technischer Kohlenstoff in der Baustoffindustrie

Gerhard Soja; AIT Austrian Institute of Technology GmbH; Universität für Bodenkultur Wien – Institut für Verfahrens- und Energietechnik; ÖBIKA – Österreichischer Verein für Biomasse-Karbonisierung

Werner Kössler; Koessler Sustainability Consulting

Biokohle bzw. Pflanzkohle oder technischer Kohlenstoff kann nur dann zu einer zertifizierbaren Kohlenstoffsенке werden, wenn sichergestellt ist, dass der Kohlenstoff nicht wieder als CO₂ in die Atmosphäre freigesetzt wird, wie das bei einer Verwendung als Brennstoff durch thermische Oxidation der Fall wäre. Zusätzlich zum Einsatz von Biokohle als Bodenhilfsstoff gibt es eine weitere Anwendungsoption, welche eine langfristige Bindung des Kohlenstoffs garantiert: als Zusatz zu Baumaterialien wie Asphalt, Beton oder Verputzen. Häufig wird dadurch eine Verbesserung der physikalischen Eigenschaften der Baumaterialien erzielt und der Kohlenstoff Fußabdruck der Materialien verringert, in speziellen Fällen sogar bis unter 0. Dieses Sub Kapitel gibt daher einen Überblick über das Potential der Biokohle Nutzung in Gebäuden und der Baustoff Industrie.

Für die Anwendung von Biokohle in Baumaterialien gibt es drei Haupteinsatzgebiete: als Komponente der Materialmischungen für Verputze, Beton und Asphalt. Der Ersatz eines Teiles der Sandfraktion, welche als Füllstoffe in Mörtel und Verputzen verwendet wird, ist einerseits günstig wegen der Reduktion der nicht nachhaltigen Ausbeutung von Sand-Ressourcen, andererseits werden die physikalischen Eigenschaften der Verputze verbessert. Untersuchungen von (Praneeth et al., 2021) zeigten, dass sich die Biegezugfestigkeit eines Zementmörtels um 26 % verbesserte, wenn 20 % des Sandanteils durch Biokohle ersetzt wurde. Für die Reduktion der thermischen Leitfähigkeit von Mörteln war ein Biokohle-Anteil von etwa 10 % am günstigsten. Basierend auf einem Überblick über verschiedene Studien der Nutzung von Biokohle in zementhaltigen Verbundbaustoffen bestätigten (Legan et al., 2022) erhöhte Festigkeit, reduzierte Wärmeleitfähigkeit und höhere Raumdichte von Mörtel. Die Autoren weisen auch darauf hin, dass sich die Wasserabsorptionsfähigkeit von Verputz mit 10 % (oder mehr) an Biokohle erhöhte, woraus ein verbessertes und homogeneres Innenraumklima resultierte.

Der Ersatz von Füllstoffen mit Biokohle ist ein Thema, das insbesondere für die Herstellung von Beton mit einem geringeren Kohlenstoff-Fußabdruck relevant ist (Sirico et al., 2021). Bei der Zementherstellung entstehen global ca. 2,8 Milliarden Tonnen CO₂, was rund 8 % der globalen Treibhausgasemissionen entspricht. Rechnet man die Emissionen auf die produzierte Menge zurück, so fallen 500–600 kg CO₂ pro produzierter Tonne Zement an. Ein Zusatz von 4 % der Zementmasse verbesserte die Druck- und Biegefestigkeit als auch die Haltbarkeit (Aneja et al., 2022). Die Ergebnisse von (Sirico et al., 2022) zeigten, dass auch nur 2 % Biokohle der Zementmenge imstande waren, die mechanischen Eigenschaften und die interne Mikrostruktur von Beton signifikant zu verbessern. Untersuchungen von (Chen

et al., 2022) weisen darauf hin, dass sogar eine kohlenstoff-negative Beton-Produktion möglich ist. Der Einsatz von Biokohle und Metakaolin bei der Betonproduktion erlaubte eine Bindung von 59 kg CO₂ t⁻¹, woraus sich das Potential eines finanziell profitablen kohlenstoff-negativen Baumaterials ergibt, wenn Einnahmen aus CO₂-Zertifikaten realisiert werden können. Schließlich ist auch noch die Erhöhung der Neutronen-Abschirmungsfähigkeit von Beton durch Biokohle erwähnenswert. Diese Eigenschaft ist für die Nuklearindustrie von Bedeutung; Beton mit 15 % Biokohle zeigte ein ähnliches Abschirmungsverhalten wie nach einem Zusatz von 20 % Bor-Karbid (Martellucci and Torsello, 2022). Neue Produktentwicklungen in Österreich (Abbildung 1), die 15 % Zement durch 15 % Biokohle (98 % technischer Kohlenstoff, 2 % Zusatzstoffe) substituieren, können sogar einen kohlenstoff-negativen Beton ermöglichen (für Berechnungsdetails siehe Kössler, 2021) und wurden durch Chen et al. (2022) bestätigt.

Abbildung 3: Beispiel eines Betons mit negativem CO₂-Fußabdruck. Bildquelle: Tobias Ilg.



Ein weiteres wichtiges Gebiet der Biokohle-Anwendung ist die Nutzung als Asphalt-Bestandteil, wobei ein Teil der üblicherweise verwendeten Füller ersetzt wird und zum Modifizieren der Asphalt-Bindungseigenschaften dient (Rondon-Quintana et al., 2022). Durch Zugabe von bis zu 6 % Biokohle wurde das Hochtemperaturverhalten von Asphalt verbessert. (Gan and Zhang, 2021). Angesichts des gehäufteten Auftretens von Hitzewellen im Zeitalter des globalen Klimawandels ist dies eine besonders nützliche Eigenschaft von Biokohle-Asphalt-Mischungen. Allerdings wird das Verhalten der Asphalt-Binder im niedrigen Temperaturbereich negativ beeinflusst (Ma et al., 2022), was auf den offensichtlichen Forschungsbedarf

nach weiteren Studien zur Behebung dieser Schwäche von Biokohle-Asphalt-Mischungen hinweist.

Dieser Literaturüberblick weist auf das Potential von Biokohle als Komponente von Verputzen, Beton und Asphalt hin, um die klimaschädlichen Auswirkungen bei der Produktion dieser Baumaterialien zu verringern. Auch in Österreich gibt es bereits Pilotversuche zur Herstellung solcher Verbundstoffe, welche auch im 3D-Druckverfahren eingesetzt werden können. In Vorarlberg wurde im Zuge eines Demonstrationsprojekts bereits der Belag eines mehrere 100 m langen Straßenstücks mit einem biokohle-haltigen Asphalt hergestellt und ist im Praxiseinsatz. Angesichts der enormen Menge an Baustoffen, welche global von der Bauindustrie benötigt werden, und dem noch immer sehr limitierten Produktionspotential von Biokohle ist jedoch kurzfristig keine über Nischenanwendungen hinausgehende Verwendung von Biokohle für dieses Einsatzgebiet zu erwarten. Da jedoch eine Auswaschung von Schadstoffen aus Biokohle als Baustoff-Komponente vernachlässigbar gering ist und die Schadstoffgrenzwerte für Biokohle im Baustoff-Bereich höher liegen als für den Biolandwirtschafts- und Futtermittel-Einsatz (siehe Kap. 3), ergeben sich in der Baustoffindustrie Einsatzbereiche für Biokohlen, welche Grenzwerte für den landwirtschaftlichen Einsatz überschreiten. Entsprechende Regelungen sind in den EBC-Richtlinien für die Qualitätsklasse EBC-Rohstoff enthalten.

Literatur

Aneja, A., Sharma, R. L., and Singh, H.: Mechanical and durability properties of biochar concrete, International Conference on Materials Science and Sustainable Manufacturing

Technology, Coimbatore, INDIA, May 10–21, WOS:000876935900009, 3724–3730, 10.1016/j.matpr.2022.06.371, 2022.

Chen, L., Zhang, Y. Y., Wang, L., Ruan, S. Q., Chen, J. F., Li, H. Y., Yang, J., Mechtcherine, V., and Tsang, D. C. W.: Biochar-augmented carbon-negative concrete, *Chemical Engineering Journal*, 431, 10.1016/j.cej.2021.133946, 2022.

Gan, X. L. and Zhang, W. L.: Application of biochar from crop straw in asphalt modification, *Plos One*, 16, 10.1371/journal.pone.0247390, 2021.

Kössler, W.: Kohlenstoff aus der Atmosphäre in den Beton gebracht, <https://www.report.at/energie/19729-kohlenstoff-aus-der-atmosphaere-in-den-beton-gebracht>, 2021.

Legan, M., Gotvajn, A. Z., and Zupan, K.: Potential of biochar use in building materials, *Journal of Environmental Management*, 309, 10.1016/j.jenvman.2022.114704, 2022.

Ma, F., Dai, J. S., Fu, Z., Li, C., Wen, Y. L., Jia, M., Wang, Y. J., and Shi, K.: Biochar for asphalt modification: A case of high-temperature properties improvement, *Science of the Total Environment*, 804, 10.1016/j.scitotenv.2021.150194, 2022.

Martellucci, R. and Torsello, D.: Potential of biochar reinforced concrete as neutron shielding material, *Nuclear Engineering and Technology*, 54, 3448–3451, 10.1016/j.net.2022.03.031, 2022.

Praneeth, S., Saavedra, L., Zeng, M., Dubey, B. K., and Sarmah, A. K.: Biochar admixed lightweight, porous and tougher cement mortars: Mechanical, durability and micro computed tomography analysis, *Science of the Total Environment*, 750, 10.1016/j.scitotenv.2020.142327, 2021.

Rondon-Quintana, H. A., Reyes-Lizcano, F. A., Chaves-Pabon, S. B., Bastidas-Martinez, J. G., and Zafra-Mejia, C. A.: Use of Biochar in Asphalts: Review, *Sustainability*, 14, 10.3390/su14084745, 2022.

Sirico, A., Belletti, B., Bernardi, P., Malcevschi, A., Pagliari, F., Fornoni, P., and Moretti, E.: Effects of biochar addition on long-term behavior of concrete, *Theoretical and Applied Fracture Mechanics*, 122, 10.1016/j.tafmec.2022.103626, 2022.

Sirico, A., Bernardi, P., Sciancalepore, C., Vecchi, F., Malcevschi, A., Belletti, B., and Milanese, D.: Biochar from wood waste as additive for structural concrete, *Construction and Building Materials*, 303, 10.1016/j.conbuildmat.2021.124500, 2021.

6. Potentielle Gefährdungen durch Biokohlen bzw. Karbonisate

Gerhard Soja; AIT Austrian Institute of Technology GmbH; Universität für Bodenkultur Wien – Institut für Verfahrens- und Energietechnik; ÖBIKA – Österreichischer Verein für Biomasse-Karbonisierung

Die zunehmende Nachfrage nach Biokohle für Land-/Forstwirtschaft, Gartenbau, als Umwelttechnologie bzw. als Baustoffzusatz hat dazu geführt, dass im Jahr 2023 in Europa bereits über 50.000 t Biokohle produziert worden ist. Angesichts dieser Menge ist die Frage gerechtfertigt, ob auch alles getan wird, damit aus der Biokohlen-Technologie keine Umweltprobleme erwachsen. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über vermutete Nachteile und tatsächliche Risiken einer Biokohlen-Anwendung und zeigt auf, mit welchen Maßnahmen eventuellen Gefährdungen zu begegnen ist.

Wenn darauf geachtet wird, dass nur mit dem „European Biochar Certificate“ (EBC) ausgezeichnete Biokohle verwendet wird oder dass bei der Produktion die ÖNORM S 2211 befolgt worden ist, können bereits viele Bedenken bezüglich Schadstoffbelastungen und mangelhafter Nachhaltigkeit der Biomassenproduktion ausgeräumt werden. Die Schadstoffgrenzwerte für Schwermetalle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe nach EBC und ÖNORM stellen sicher, dass durch die Ausbringung von Biokohle keine höheren Schadstofffrachten entstehen als bei der Anwendung anderer organischer oder mineralischer Düngemittel. Andere Bedenken bezüglich der Wirkung auf die Bodenbiologie, auf organischen Kohlenstoff im Boden, Albedo, Treibhausgas-Emissionen, Nährstoffkonkurrenz und Personenschutz können auf Basis einschlägiger Studien aus der wissenschaftlichen Literatur ausgeräumt werden.

Die Vielseitigkeit der Anwendungsmöglichkeiten von Biokohlen hat in den vergangenen Jahren zu stark steigenden Produktions- und Anwendungsmengen geführt (2023: ca. 52.000 t Produktion bei einer Produktionskapazität von ca. 95.000 t in Europa) Etwa 70 % davon werden als EBC-zertifizierte Ware hergestellt. Gleichzeitig wird das Thema Biokohle auch in

der Forschung intensiv behandelt (aktuell: 18.209 Artikel im Web of Science mit dem Begriff „biochar“ im Titel). Bei diesen Untersuchungen stehen nicht nur Produktion, Eigenschaften und Anwendungsmöglichkeiten von Biokohlen im Vordergrund, sondern auch mögliche Probleme und Risiken der Anwendung. Solche Studien sind besonders wichtig, um falsche Anwendungsformen und nachlässigen Umgang mit diesem Material zu vermeiden, wodurch ansonsten die zahlreichen Vorteile von Biokohle als Umwelttechnologie wirkungslos gemacht oder ins Gegenteil verkehrt werden können. Der folgende Überblick fasst zusammen, welche befürchteten oder echten Gefährdungen bei Biokohle-Anwendungen auftreten können und wie diesen zu begegnen ist.

EBI: European Biochar Market Report 2022/2023.

EBC = European Biochar Certificate; <https://www.european-biochar.org/de/certificate>, 20.12.2023

Tabelle 7: Überblick über befürchtete Risiken einer Biokohlenanwendung und dessen Vermeidungen bzw. Gegenmaßnahmen

| Perzipierte Risiken bzw. Gefährdungen | Vermeidungs- bzw. Gegenmaßnahmen |
|---|---|
| Der Einsatz von Biokohle fördert die Konkurrenz um Agrarflächen, welche für Lebens- und Futtermittelproduktion benötigt werden. | Sowohl in der Richtlinie des „European Biochar Certificate“ als auch in ÖNORM S 2211 werden Listen mit erlaubten Eingangsstoffen für die Herstellung von Pflanzenkohlen geführt. Der weitaus überwiegende Anteil dieser Eingangsstoffe sind Reststoffe aus der land-/forstwirtschaftlichen und gartenbaulichen Produktion, für welche keine andere effiziente Verwendung als Verbrennung (im günstigsten Fall: mit thermischer Nutzung) oder Verrottung in der Landschaft (im günstigsten Fall: mit Transfer des organischen Kohlenstoffs in land-/forstwirtschaftlich genutzte Flächen) besteht. Es zählt zum Grundprinzip der Auswahl von Eingangsstoffen, dass nur solche, welche am Ende ihrer Nutzungskette einer stofflichen Verwertung angelangt sind, karbonisiert werden sollen. |
| Wenn alle organischen Reststoffe der land-/forstwirtschaftlichen Produktion für Pyrolyse verwendet werden, verarmt der Boden durch den Mangel an organischem Material an Humus. | In den EBC-Richtlinien ist die nachhaltige Produktion des Primärproduktes und der Humuserhalt im Boden vorgeschrieben. Bei Nicht-Berücksichtigung sind die Zertifizierungs-Voraussetzungen nicht erfüllt. |
| Der Einsatz von holzigen Eingangsmaterialien für die Pyrolyse könnte die Entwaldung und eine nicht nachhaltige Waldbewirtschaftung fördern. | Holzige Eingangsmaterialien sollten in erster Linie aus (unbelastetem) Abfall- bzw. Altholz bzw. holzigen Siebrückständen bei der Kompostierung oder aus Rechengut stammen. In diesen Fällen steht das |

| Perzipierte Risiken bzw. Gefährdungen | Vermeidungs- bzw. Gegenmaßnahmen |
|---|--|
| | <p>Holz am Ende seiner Nutzungskette und wurde nicht eigens für den Zweck der Karbonisierung produziert. Wenn Holz eingesetzt wird, das direkt aus forstlichen Kulturen stammt, ist auf die EBC-Richtlinien zu achten: holzbasierte Pflanzenkohle soll nur aus „Forstholz hergestellt werden, wenn eine nachhaltige Bewirtschaftung des entsprechenden Waldes durch PEFC oder FSC-Zertifikate oder durch vergleichbare regionale Standards oder Gesetze nachgewiesen werden kann“.</p> |
| <p>Durch die Bodenanwendung von Biokohle können Schadstofffrachten zur dauerhaften Kontamination landwirtschaftlicher Böden mit Schwermetallen oder polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) führen.</p> | <p>Sowohl in der Richtlinie des „European Biochar Certificate“ (EBC) als auch in der ÖNORM S 2211 werden Grenzwerte für Schadstoffkonzentrationen der Biokohlen in Abstufung je nach Einsatzzweck definiert. Dadurch wird sichergestellt, dass eine Biokohlen-Anwendung dem Boden keine höheren Schadstoffmengen zuführt als bei Kompostanwendung oder Ausbringung mineralischer Düngemittel (Abstimmung der ÖNORM S 2211 mit der KompostVO und DüngemittelVO). Moderne Pyrolyse-Reaktoren haben keine Schwierigkeiten, Biokohlen herzustellen, welche alle Grenzwerte einhalten.</p> |
| <p>Durch Biokohle können Dioxine in den Boden eingebracht werden.</p> | <p>Einerseits soll für die Pyrolyse kein chlorbelastetes Ausgangsmaterial verwendet werden, andererseits sind in der EBC-Richtlinie auch für Dioxine (und PCB) Grenzwerte enthalten, welche zu berücksichtigen sind.</p> |
| <p>Flüchtige Verbindungen, welche während der Pyrolyse entstehen, sind gesundheitsgefährdende Luftschadstoffe. Außerdem ist der Prozess durch die Wärmeverluste energetisch ineffizient.</p> | <p>Integraler Bestandteil eines jeden Pyrolysereaktors ist die vollständige Sammlung und Nachverbrennung der flüchtigen Pyrolyse-Produkte. Die dabei entstehende thermische Energie kann zur Energieversorgung des Reaktors, die Überschusswärme zum Trocknen von Eingangsmaterialien oder zum Ausschleusen in Fernwärme-Systeme genutzt werden. Weiters ist die Umwandlung in elektrische Energie mittels Gasmotor möglich. Ein ordnungsgemäß betriebener Pyrolysereaktor gibt daher nur saubere und geruchsfreie Verbrennungsgase ab und kann mit hoher Energieeffizienz betrieben werden.</p> |
| <p>Die Zugabe von Biokohle in den Boden fördert den Abbau organischer Substanz.</p> | <p>Biokohle fördert langfristig den Erhalt und Aufbau organischer Substanz. Durch die Förderung bodenmikrobiologischer Aktivität kann zwar kurzfristig nach der Anwendung der Abbau organischer Substanz im Boden steigen. Langfristig (spätestens ab einigen Monaten) überwiegt jedoch die Hemmung des Abbaus organischer Substanz im Boden, da Biokohle durch Aggregatförderung stabilisierend wirkt. [1, 2]</p> |

| Perzipierte Risiken bzw. Gefährdungen | Vermeidungs- bzw. Gegenmaßnahmen |
|---|---|
| Biokohle im Boden fördert die Stickstoffbindung und steht in Konkurrenz zum Stickstoffbedarf der Pflanzenwurzeln. | Das hohe C/N-Verhältnis frisch produzierter Biokohle erfordert eine Ergänzung durch externe Stickstoffquellen. Diese können die Form von Kompost, co-kompostierte Biokohle, (Biogas-)Gülle, Wirtschafts- oder Mineraldünger annehmen. Es zählt zur guten landwirtschaftlichen Praxis, bei der Ausbringung von Biokohle die Stickstoffergänzung zu berücksichtigen. [3, 4] |
| Biokohle kann die Treibhausgas-Emissionen des Bodens fördern. | In der weitaus überwiegenden Anzahl von Studien wurde eine signifikante Reduktion der Treibhausgas-Emissionen (insbesondere N ₂ O – Lachgas) durch Biokohle festgestellt. [5, 6] |
| Die Kosten von Biokohle rechtfertigen nicht die geringen oder fehlenden Ertragssteigerungen. | In Feldversuchen in tropischen Gebieten wird typischerweise eine höhere Ertragsförderung als in gemäßigten Klimagebieten festgestellt, da die Böden in tropischen Gebieten durch Nährstoffarmut und niedrigen pH oft sehr ungünstige Produktionsbedingungen bieten [7]. Jedoch wurde in zahlreichen Versuchen festgestellt, dass Biokohle in gemäßigten Klimagebieten jedenfalls nicht schadet, und dass durch C-Sequestrierung, verringerte Stickstoffverluste und verbesserter Wasserspeicherfähigkeit des Bodens auch bei hochwertigen Böden Vorteile lukriert werden können, welche aber nicht in jedem Jahr finanziell wirksam werden. [8] |
| Die dunklere Färbung des Bodens nach Biokohleausbringung verringert die Albedo. | Einerseits sollte Boden den Großteil des Jahres ohnehin mit Pflanzen bewachsen sein, sodass deren Albedo bestimmend ist; aber auch auf brachem Boden ist die Kohleausbringung schon nach 1 Jahre makroskopisch kaum mehr erkennbar. [9] |
| Die Staubbelastung bei der Ausbringung von Biokohle stellt eine Gesundheitsgefährdung dar. | Durch das Ablöschen der Biokohle mit Wasser unmittelbar nach dem Verlassen des Reaktors wird der Wassergehalt auf 20–30 % eingestellt, sodass keine Staubbelastung mehr verursacht wird. Diese Maßnahme entspricht auch den Richtlinien des EBC. |
| Die oberflächliche Ausbringung von Biokohle auf Böden kann durch Verwehen oder Abschwemmen zu unerwünschten Umwelt- oder Gesundheitsauswirkungen führen | Eine Verwehung kann durch die empfohlene Anfeuchtung der Biokohle vor der Ausbringung vermieden werden. Eine Abschwemmung sollte auch bei Starkniederschlägen nicht auftreten, wenn die Biokohle im Zug von ohnehin vorgesehenen Bodenbearbeitungsgängen (mit Grubber, Fräse, Kreiselegge etc.) eingearbeitet wird oder schon bei der Ausbringung analog zu oder in Kombination mit Gülle ein geschlitzt wird. |
| Biokohle könnte dem Bodenleben schaden. | In Reaktion auf Biokohle kann sich zwar die Zusammensetzung von Mikroorganismen-Konsortien verschieben, aber die mikrobiologische Biomasse wird |

| Perzipierte Risiken bzw. Gefährdungen | Vermeidungs- bzw. Gegenmaßnahmen |
|---------------------------------------|---|
| | insgesamt eher erhöht. [10] Regenwürmer scheinen je nach Biokohle und Bodenbedingungen unterschiedlich zu reagieren, zeigen sich aber im Durchschnitt der Studien nicht signifikant beeinflusst. [11] |

Literatur

- [1] Majumder, S., Neogi, S., Dutta, T., Powel, M.A., Banik, P.: The impact of biochar on soil carbon sequestration: Meta-analytical approach to evaluating environmental and economic advantages. *J. Environ. Management* 250, 109466, 2019.
- [2] Zhang, L.Y., Xiang, Y.Z., Jing, Y.M, Zhang, R.D: Biochar amendment effects on the activities of soil carbon, nitrogen, and phosphorus hydrolytic enzymes: a meta-analysis. *Environ. Science Poll. Res.* 26, 22990–23001, 2019.
- [3] Wang, Y.C., Villamil, M.B., Davidson, P.C., Akdeniz, N.: A quantitative understanding of the role of co-composted biochar in plant growth using meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 685, 741–752, 2019.
- [4] Haider, G., Joseph, S., Steffens, D., Müller, C., Taherymoosavi, S., Mitchell, D., Kammann, C.I.: Mineral nitrogen captured in field-aged biochar is plant-available. *Scientific Reports* 10, 13816, 2020.
- [5] Zhang, Q., Xiao, J., Xue, J.H., Zahng, L.: Quantifying the Effects of Biochar Application on Greenhouse Gas Emissions from Agricultural Soils: A Global Meta-Analysis. *Sustainability* 12, 3436, 2020.
- [6] Liu, X., Mao, P.N., Li, L.H., Ma, J.: Impact of biochar application on yield-scaled greenhouse gas intensity: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 656, 969–976, 2019.
- [7] Jeffery, S., Abalos, D., Prodana, M., Bastos, A.C., van Groenigen, J.W., Hungate, B.A., Verheijen, F.: Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. *Environ. Res. Letters* 12, 053001, 2017.
- [8] Ye, L.L., Camps-Arbestain, M., Shen, Q.H., Lehmann, J., Singh, B., Sabir, M.: Biochar effects on crop yields with and without fertilizer: A meta-analysis of field studies using separate controls. *Soil Use and Management* 36, 2–18, 2020.
- [9] Zhang, Y.Y., Hu, X.Y., Zou, J., Zhang, D., Chen, W., Liu, Y., Chen, Y.J., Wang, X.Q.: Response of surface albedo and soil carbon dioxide fluxes to biochar amendment in farmland. *J. Soils Sediments* 18, 1590–1601, 2018.
- [10] Li, X.N., Wang, T., Chang, S.X., Jiang, X., Song, Y.: Biochar increases soil microbial biomass but has variable effects on microbial diversity: A meta-analysis. *Sci Total Environ.* 749, 141593, 2020.
- [11] Whalen, J.K., Benslim, H., Elmi, A.A., Husk, B.R.: Earthworm populations are stable in temperate agricultural soils receiving wood-based biochar. *Pedosphere* 31, 398–404, 2021.

7. Aktualisierte Betrachtung der Wirtschaftlichkeit

Elisabeth Jost und Erwin Schmid; Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Nachhaltige Wirtschaftsentwicklung

Die Wirtschaftlichkeit der Pflanzenkohleanwendung und -produktion hängt von mehreren Faktoren ab. Maßgeblich sind die Größe der Produktionsanlage, die Art und somit Kosten der verwendeten Biomasse, der Ausnutzungsgrad produzierter Abwärme und Energie sowie der monetäre Wert des gespeicherten Kohlenstoffs. In den letzten Jahren haben geänderte Rahmenbedingungen die Herstellung und den Einsatz von Pflanzenkohle in der österreichischen Landwirtschaft zunehmend erleichtert. Somit ist es mittlerweile möglich Pflanzenkohle am eigenen landwirtschaftlichen Betrieb herzustellen und ihre Kohlenstoffsenken-Wirkung zertifizieren zu lassen. Das Ausmaß der Biokohleanwendung in der österreichischen Landwirtschaft bleibt dennoch gering.

Durch die angespannte Preissituation für Rohstoffe und Energie auf den Weltmärkten sind die Kosten der Pflanzenkohleproduktion seit 2017 deutlich gestiegen. Möglichkeiten der Kostenreduktion oder der Anrechnung des Kohlenstoff-Senken-Potentials von Pflanzenkohle machen die Technologie häufig erst rentabel. Politische Zielsetzungen zur Erreichung der Klimaneutralität in Europa bis 2050 und Bestrebungen hin zu mehr Kreislaufwirtschaft lassen allerdings eine gesteigerte Attraktivität der Technologie für die Zukunft erwarten. Durch öffentliche Unterstützung von Pflanzenkohle als Technologie mit negativem Kohlenstoffausstoß und die Ausnutzung der durch Pflanzenkohle generierten Zusatznutzen (z. B. Reduktion des Düngemiteleinsatzes, die Nutzung der in Produktion entstehenden Abwärme als Ersatz für fossile Energieträger) können landwirtschaftliche Produktionskosten gesenkt bzw. -erlöse gesteigert werden.

Der folgende Beitrag dient der Aktualisierung des von den Kollegen und Kolleginnen Dunst sowie Klinglmüller, Höltinger & Schmid verfassten Kapitels zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung in der im Jahr 2017 publizierten Broschüre „Biokohle – Potential und Grenzen der

Anwendung in der Land- und Forstwirtschaft“ des Fachbeirats für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz im BML. Das Ziel ist es nicht, eine neue quantitative Berechnung der Wirtschaftlichkeit von Pflanzenkohleanwendung in der Landwirtschaft anzustellen, jedoch die 2017 getätigten Aussagen auf ihre Aktualität zu überprüfen und in Anbetracht gegebenenfalls geänderter politischer, ökonomischer und rechtlicher Rahmenbedingungen einzuordnen:

Seit 2017 wurden zahlreiche Studien veröffentlicht, die die Wirksamkeit und Wirtschaftlichkeit der Pflanzenkohleanwendung und -produktion in verschiedenen Kontexten analysieren (Kavitha et al., 2018). Wichtige Faktoren der Wirtschaftlichkeit sind insbesondere die Größe der betrachteten Produktionsanlagen (es gibt Anlagen zwischen 2.000 – 100.000 t TM/Jahr) und Pyrolysetechnik, die Art der verwendeten Biomasse (Reststoffe, Stroh, Holzhackgut), der Ausnutzungsgrad der durch die Pyrolyse erzeugten Abwärme und Energie als Ersatz für fossile Energieträger, sowie der monetäre Wert des Kohlenstoffs (C) etwa durch die Einführung eines CO₂-Zertifikatehandels bzw. einer CO₂-Steuer oder durch Fördermaßnahmen in der biologischen Kohlenstoffsequestrierung (Han et al., 2021).

Die Anwendungsmöglichkeiten von pyrolysierte Pflanzenkohle in der österreichischen Landwirtschaft als Bodenhilfsstoff, Pflanzenhilfsmittel und Futterzusatz wurden in den letzten Jahren zunehmend erweitert. So kann Pflanzenkohle seit 2018 im biologischen Anbau beispielsweise auch aus eigener Produktion verwendet werden, wenn sie gewissen Qualitätskriterien entspricht (Bio Austria, 2018). Pflanzenkohleproduzenten und Produzentinnen haben die Möglichkeit sich über den EBC (European Biochar Certificate) Mechanismus als Hersteller und Herstellerinnen offiziell zertifizieren zu lassen. Außerdem wurde im Jänner 2022 eine zweite Auflage der Richtlinien zur Zertifizierung des C-Senken Potentials von Pflanzenkohle veröffentlicht (Schmidt et al., 2021). Die Pflanzenkohleherstellung wird jedenfalls auch vom IPCC als eine Technologie mit negativem Kohlenstoffausstoß gewertet; für Details der Zertifizierungsmöglichkeit des C-Senken Potentials siehe Kap. 5d (Han, 2021; Schmidt et al., 2021; Schmidt & Hagemann, 2021).

Eine mögliche Kompensation der Anwendungskosten von Pflanzenkohle über die Anrechnung von Treibhausgaseinsparungen bzw. Kohlenstoffsequestrierung machen die Technologie häufig erst rentabel bzw. kann ihre Attraktivität dadurch in Zukunft gesteigert werden (Latawiec, 2021, Nematian et al., 2021). Politische Zielsetzungen hinsichtlich einer zu erreichenden Klimaneutralität in Europa bis 2050 und der Bestrebungen hinzu mehr Kreislaufwirtschaft tragen zusätzlich zu einer gesteigerten Rentabilität und Attraktivität der Technologie bei (Europäische Kommission, 2022a; 2022b).

Die Pläne der österreichischen Regierung zur Einführung einer CO₂-Bepreisung können die Anwendung von Pflanzenkohle zusätzlich begünstigen. Derzeit ist geplant ab Oktober 2022 mit 30 €/t CO₂e zu starten und den Preis bis 2025 sukzessive auf 55 €/t CO₂eq zu erhöhen (158/ME XXVII, Stand: 08.11.2021).

Laut EBC gibt es in Österreich trotz zunehmend günstiger und verbesserter Anwendungsmöglichkeiten von Pflanzenkohle derzeit nur drei herstellende Betriebe, deren Pyrolyseanlagen bereits seit 2012, 2015 bzw. 2016 in Betrieb sind. Im internationalen Vergleich handelt es sich in Österreich um Kleinstanlagen mit einer täglichen Produktion von 1.500 bis 2.000 kg Pflanzenkohle. Die Preise für Pflanzenkohle liegen hierzulande derzeit zwischen 200 und 300 €/m³ (als Futterkohle: 1.583 €/t) (CharLine GmbH, 2022; Ilg, 2022; Sonnenerde GmbH, 2022a).

Preis- und Kostenentwicklungen: Daten und Annahmen auf dem Prüfstand

Rohstoffpreise: Nach wie vor unterliegen die Rohstoffpreise von Holzhackgut bzw. Stroh starken Schwankungen. Die Preise für Stroh weisen seit 2016 eine konstante Zunahme auf. Für Holzhackgut war die Preisentwicklung über die letzten Jahre weitestgehend stabil. Die Nachfrage nach Energieholz nimmt jedoch stetig zu (LK Steiermark, 2020). So ist beispielsweise der Ausnutzungsgrad des jährlichen Holzzuwachses im österreichischen Forst von 85,6 % (in 2009) auf 88 % (in 2016) gestiegen (BFW, 2019). Aufgrund großer Unsicherheiten am Weltmarkt, steigender Rohstoffpreise sowie der möglichen Konkurrenz mit Flächen für die Nahrungsmittelproduktion ist derzeit lediglich die Verwendung von Reststoffen zur Biokohleproduktion zu empfehlen (Schmidt & Hagemann, 2021; Shackley et al., 2011).

Transport-, Produktions- und Ausbringungskosten: Klinglmüller (2013) berechnete Produktionskosten der Pflanzenkohleproduktion und -ausbringung in der Höhe von 458–1.828 €/t für kleine Pyrolyseanlagen. Nematian et al. (2021) belegen Produktionskosten in ähnlicher Höhe (571– 1.455 USD/t bzw. 516–1.316 €/t). Es ist anzunehmen, dass die Annahmen zu den Transport-, Produktions- und Ausbringungskosten grundsätzlich aufrechterhalten werden können. Lediglich die Zunahme der Kosten für Energie und Treibstoff lassen eine Steigerung dieser Kostenkategorie vermuten.

Erlöse, Treibhausgasreduktionspotential und Co-Benefits: Die von Klinglmüller (2013) angestellte Analyse berücksichtigt lediglich die Einnahmen durch die Produktion von Synthesegas als Erlöse der Pflanzenkohleproduktion. Im Hinblick auf Pflanzenkohleanwendung in der landwirtschaftlichen Produktion sind weitere Zusatznutzen hervorzuheben: Experi-

mente konnten über eine Reihe von Anbaukulturen hinweg (Reis, Weizen, Avocado, Sojabohne, Mais, Kartoffeln u.a.), signifikante Ertragszuwächse nach Pflanzenkohlezugaben (bereits bei Zugabe Mengen ab 2,25 t/ha/Jahr) erzielen (Bi et al., 2019; Joseph et al., 2020; Latawiec et al., 2021; Keske et al., 2020). Durch die Zugabe von Pflanzenkohle ist es möglich Düngergaben um ca. 50 % und den Wasserverbrauch um ca. 25 % zu reduzieren (Aguirre et al., 2021). Außerdem können Lachgasemissionen durch Pflanzenkohle um 20–80 % reduziert werden (Han et al., 2021). Es ist zusätzlich möglich, die bei der Pyrolyse erzeugte Energie wieder in das Wärmenetz eines Betriebs bzw. umliegender Haushalte einzuspeisen (Ilg, 2022; Sonnenerde GmbH, 2022b). Diese kann für anfallende Trocknungs- und Heizprozesse bzw. als Ersatz für fossile Energieträger eingesetzt werden. Durch die oben genannten Effekte können landwirtschaftliche Produktionskosten gesenkt bzw. die Erlöse durch Ertragszuwächse oder dem Verkauf von Nebenprodukten wie Wärme gesteigert werden.

Fazit

Es ist festzuhalten, dass die Kosten für die Produktion von Biokohle seit 2017 durch gestiegene Rohstoff- und Energiepreise höher geworden sind. Die aktuellen Kosten selbst bei geringen Ausbringungsmengen stellen eine wirtschaftliche Anwendung von Biokohle ohne eine zusätzliche Honorierung der Kohlenstoff-Sequestrierung vor große Herausforderungen. Die Wirtschaftlichkeit wird jedoch auch von möglichen zusätzlichen Erlösen durch Ertragszuwächse, Ersparnisse durch Reduktion von Wasser- bzw. Düngerzugaben, Verwendbarkeit der bei der Produktion erzeugten Energie als Ersatz für fossile Energieträger bzw. der Verkauf dieser Energie beeinflusst, die es gilt zu nutzen. Eine erhöhte Attraktivität als Technologie mit negativem Kohlenstoffausstoß zur Erreichung der Klimaneutralität in Europa ist zu erwarten. (vgl. Joseph et al., 2020; Latawiec et al., 2021).

Literatur

Agrarheute (2022): Düngerpreise gehen durch die Decke. Zeitenwende am Düngermarkt. Abrufbar unter: <https://www.agrarheute.com/markt/duengemittel/duengerpreise-gehen-decke-zeitenwende-duengermarkt-591388> (21.03.2022).

Aguirre, J.L.; Martin, M.T.; Gonzalez, S. & M. Peinado (2021): Effects and Economic Sustainability of biochar application on corn production in a mediterranean climate. In: *Molecules* 26(11). 3313.

Bi, Y.; Cai, S.; Wang, Y.; Xia, Y.; Zhao, X.; Wang, S. & G. Xing (2019): Assessing the viability of soil successive stray biochar amendment based on a five-year column trial with six

different soils. Views from crop production, carbon sequestration and net ecosystem economic benefits. In: Journal of Environmental Management 245. 173 – 186.

Bio Austria (2018): Einsatz von Pflanzenkohle in der biologischen Produktion nun geregelt. Abrufbar unter: <https://www.bio-austria.at/a/bauern/pflanzenkohle/> (21.03.2022).

BFW – Bundesforschungszentrum für Wald (2019): Zwischenauswertung der ÖWI 2016/18 – Bund. Abrufbar unter: https://www.bfw.gv.at/wp-content/uploads/Bundesergebnisse_OEWI_16_18.pdf (21.03.2022).

CharLine GmbH (2022): CharLine Futterkohle für Rinder. Abrufbar unter: <https://www.char-line.com/at-de/futterkohle/futterkohle-fuer-rinder/> (21.03.2022).

Europäische Kommission (2022a): Langfristige Strategie. Zeithorizont 2050. Abrufbar unter: https://ec.europa.eu/clima/eu-action/climate-strategies-targets/2050-long-term-strategy_de (21.03.2022).

Europäische Kommission (2022b): Circular economy action plan. The EU's circular action plan paves the way for a cleaner and more competitive Europe. Abrufbar unter: https://ec.europa.eu/environment/strategy/circular-economy-action-plan_de (21.03.2022).

Han, M.; Zhao, Q.; Li, W.; Ciais, P.; Wang, Y.-P.; Goll, D.S.; Zhu, L.; Zhao, Z.; Wang, J.; Wei, Y. & F. Wu (2021): Global soil organic carbon changes and economic revenues with biochar application. In: Global Change Biology Bioenergy 14(3). 364 – 377.

Ilg, T. (2022): persönliche Korrespondenz.

Joseph, S.; Pow, D.; Dawson, K.; Rust, J.; Munroe, P.; Thermoosavi, S.; Mitvhel, D.R.G.; Robb, S. & Z.M. Solaiman (2020): Biochar increases soil organic carbon, avocado yields and economic return over 4 years of cultivation. In: Science of the Total Environment 724. 138153.

Kavitha, B.; Reddy, P.V.L.; Kim, B.; Lee, S.S.; Pandey, S.K. & K.-H. Kim (2018): Benefits and limitations of biochar amendment in agricultural soils. A review. In: Journal of Environmental Management 227. 146 – 154.

Keske, C.; Godfrey, T.; Hoag, D.L.K. & J. Abedin (2020): Economic feasibility of biochar and agriculture coproduction from Canadian black spruce forest. In: Food and Energy Security 9(1). e188.

Klinglmüller, M. (2013): Effects of biochar on greenhouse gas fluxes of agricultural soils and resulting greenhouse gas abatement costs. An Austrian case study. Master Thesis. University of Natural Resources and Life Sciences, Wien.

Latawiec, A.E.; Korys, A.; Korys, K.A.; Kubon, M.; Sadowska, U.; Gliniak, M.; Sikora, J.; Drosik, A.; Niemiec, M.; Klimek-Kopyra, A.; Sporysz, M.; Usowicz, B. & B. Medeiros (2021):

Economic analysis of biochar use in soybean production in Poland. In: *Agronomy* 11(11). 2108.

LK Steiermark (2020): Brennholz und Hackgut für den Markt der Zukunft. Abrufbar unter: <https://stmk.lko.at/brennholz-und-hackgut-f%C3%BCr-den-markt-der-zukunft+2400+3287644> (21.03.2022).

Nematian, M.; Keske, C.; & J.N. Ng'ombe (2021): A techno-economic analysis of biochar production and the bioeconomy of orchard biomass. In: *Waste Management* 135. 467 – 477.

Schmidt, H.-P. & Hagemann, N. (2021): 400.000 Pyrolyseanlagen zur Rettung des Klimas. Notwendigkeit und Grenzen des exponentiellen Wachstums von Klimatechnologien. In: *Ithaka-Journal* 2021. 436 – 442.

Schmidt, H.-P.; Kammann, C. & N. Hagemann (2021): Richtlinien zur Zertifizierung des C-Senken Potentials von Pflanzenkohle. Version 2.1 vom 25. Januar 2021. Ithaka Institute. Arbaz, Schweiz.

Shackley, S.; Hammond, J.; Gaunt, J. & R. Ibarrola (2011): the feasibility and costs of biochar deployment in the UK. In: *Carbon Management* 2(3). 335 – 356.

Sonnenerde (2022a): Produkte. Abrufbar unter: <https://www.sonnenerde.at/de/produkte/> (21.03.2022).

Sonnenerde (2022b): Produktion. Die erste Verkohlungsanlage Europas. Abrufbar unter: <https://www.sonnenerde.at/pflanzenkohle/produktion> (21.04.2022).

158/ME XXVII (Stand 08.11.2021): Ökosoziales Steuerreformgesetz 2022 Teil 1. Abrufbar unter: https://www.parlament.gv.at/PAKT/VHG/XXVII/ME/ME_00158/imfname_1009265.pdf (21.03.2022).

8. Wirkungsweisen von Biokohlen bzw. Karbonisaten

a. Als Bodenhilfsstoff im System Boden-Pflanze

Franz Zehetner; Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Bodenforschung

Neueste Metastudien belegen, dass der Einsatz von Biokohle in Böden im Allgemeinen zu einer Steigerung der Pflanzenerträge führt. Daran beteiligt sind mehrere physikalische, chemische und biologische Mechanismen, die ihre Wirkung oft gleichzeitig entfalten. So kann Biokohle die Bodenstruktur und die Bodenwasserverhältnisse verbessern, was besonders in sandigen Böden bei hohen Ausbringungsmengen zu beobachten ist. Wichtige chemische Mechanismen sind ein Kalkungseffekt kurz nach der Ausbringung sowie ein mit der Alterung von Biokohle im Boden wachsendes Nährstoffbindungsvermögen. Das Wurzelwachstum von Pflanzen kann durch Biokohle sehr positiv beeinflusst werden, was zu einer verbesserten Wasser- und Nährstoffaufnahme beitragen kann. Biokohle kann sich bei moderater Anwendung auch positiv auf die Saatgutkeimung auswirken und bei Pflanzen eine Resistenz gegen Krankheiten hervorrufen. Die meisten Metastudien zeigen jedoch auch, dass die Auswirkungen auf Boden und Pflanzen von Biokohle zu Biokohle und je nach Bodentyp sehr unterschiedlich sein können. Der Einsatz von Biokohle sollte daher unter Berücksichtigung der wesentlichen Biokohle und Bodenparameter erfolgen.

Wie in einem kürzlich erschienenen Übersichtsartikel (Schmidt et al. 2021) zusammengefasst, kommen neuere Metastudien (z. B. Jeffery et al., 2017; Dai et al., 2020; Ye et al., 2020) zu dem Schluss, dass der Einsatz von Biokohle in Böden im Allgemeinen zu höheren Erträgen führt, auch wenn dies nicht bei jedem Boden und nicht bei jeder Biokohle der Fall ist. Jeffery et al. (2017) fanden beispielsweise einen höheren Effekt in sauren Böden, wie sie in den Tropen vorherrschen (z. B. 40 % Ertragssteigerung bei Böden mit einem pH-Wert < 5), im Vergleich zu neutralen oder alkalischen Böden, die für die gemäßigten Breiten typisch sind und bei denen keine signifikanten Effekte festgestellt werden konnten. Dai et al. (2020) wiesen signifikante Ertragssteigerungen sowohl für saure als auch für alkalische Böden nach,

wobei der Effekt für erstere deutlicher ausfiel. Ye et al. (2020) zeigten, dass Biokohle nicht nur ein Bodenhilfsstoff für verwitterte tropische Böden ist, sondern in Kombination mit Düngemitteln auch zu erheblichen Ertragssteigerungen in gemäßigten Klimazonen führen kann.

Biokohle kann relevante Mengen an Makro- und Mikronährstoffen enthalten und freisetzen, wenn sie aus mineralreichen Rohstoffen, insbesondere aus Gülle und Klärschlamm, hergestellt wird (Ippolito et al., 2020). Die Gesamt- und verfügbaren Nährstoffkonzentrationen in Biokohle aus pflanzlichen Rohstoffen sind jedoch in der Regel zu gering, um herkömmliche Düngemittel vollständig zu ersetzen. Daher wird Biokohle im Allgemeinen nicht als Düngemittel betrachtet und sollte mit organischer oder mineralischer Düngung kombiniert werden, um die Pflanzenernährung zu verbessern. Die jüngsten Metastudien bestätigen die positiven Auswirkungen von Biokohle und insbesondere von Biokohle in Kombination mit Düngemitteln sowie von biokohlebasierten Düngemitteln auf Pflanzenproduktivität und -ertrag in verschiedenen Klimaregionen (Farhangi-Abriz et al., 2021; Bai et al., 2022; Melo et al., 2022).

Der Kalkungseffekt von Biokohle wird häufig als wichtiger Mechanismus für eine verbesserte Wuchsleistung der Pflanzen genannt, was durch stärkere Ertragszuwächse in sauren Böden verdeutlicht wird, wie in mehreren der oben zitierten Metastudien gezeigt. In solchen Böden kann ein biokohlebedingter pH-Anstieg dazu beitragen, die Aluminiumtoxizität zu verringern und die Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen, z. B. Phosphor, zu verbessern. Biokohle kann jedoch noch zahlreiche andere positive Auswirkungen im System Boden-Pflanze haben, welche von den Ausgangsstoffen der Biokohle, den Bedingungen bei der Herstellung der Biokohle, der Ausbringungsrate und insbesondere auch von den Veränderungen abhängen, die die Biokohle bei der Alterung im Boden erfährt. Im Folgenden werden einige der wichtigsten Wirkungsmechanismen von Biokohle im System Boden-Pflanze behandelt (ein separates Kapitel (9.b.) ist den Wechselwirkungen von Biokohle mit Mikroorganismen im Boden bzw. in der Rhizosphäre gewidmet).

Biokohle-induzierte physikalische Veränderungen im Boden

Aufgrund ihres geringen Gewichts und ihrer porösen Beschaffenheit wurde Biokohle als Zusatzstoff zur Verbesserung der Bodenstruktur und der Bodenwasserverhältnisse empfohlen. In zwei Metastudien wurde festgestellt, dass Biokohle die Lagerungsdichte des Bodens um 8 bis 9 % verringerte (Omondi et al., 2016; Razzaghi et al., 2020), während eine weitere Metastudie wenig bis gar keine Auswirkungen zeigte (Edeh et al., 2020). Gleichzeitig wurde festgestellt, dass sich die Bodenporosität um 8 bis 9 % erhöhte (Omondi et al., 2016; Edeh

et al., 2020). Eine andere aktuelle Metaanalyse von Singh et al. (2022) berichtet über deutlichere Auswirkungen von Biokohle auf die Lagerungsdichte (durchschnittlich -29%) und Porosität ($+59\%$) des Bodens. Die Studie von Omondi et al. (2016) untersuchte auch die Aggregatstabilität und stellte eine durchschnittliche Steigerung von 8% nach der Anwendung von Biokohle fest.

Omondi et al. (2016) und Edeh et al. (2020) berichten über eine durchschnittliche Erhöhung der verfügbaren Wasserhaltekapazität um 15% bzw. $28,5\%$, während in der Metastudie von Razzaghi et al. (2020) die Ergebnisse für verschiedene Bodentypen sehr unterschiedlich ausfielen: Bei sandigen Böden erhöhte sich das verfügbare Wasser um 47% , bei Böden mittlerer Textur um 9% , und bei tonigeren Böden hatte Biokohle keine signifikante Wirkung.

Im Allgemeinen zeigen die verfügbaren Metastudien, dass Biokohle den Wasserhaushalt vor allem in sandigen Böden bei hohen Ausbringungsmengen (30 bis 70 t/ha oder mehr) verbessern konnte, während die Auswirkungen bei weniger als 20 t/ha gering bis unbedeutend waren. Daher muss die agronomische Gesamtwirkung als relativ gering eingeschätzt werden, insbesondere bei niedrigen Aufwandmengen von $0,5$ bis 2 Tonnen pro Hektar und Jahr im Ackerbau. Bei konzentrierter Ausbringung in der Wurzelzone kann jedoch eine höhere Wasserverfügbarkeit für die Wurzeln und in frühen Phasen des Pflanzenwachstums erreicht werden, wenn die Pflanzen noch besonders anfällig für Trockenheit und andere Stressfaktoren sind (Schmidt et al. 2021).

Biokohle-induzierte chemische Veränderungen im Boden

In einem Übersichtsartikel über die Wirkungsweise von Biokohle im System Boden-Pflanze beschrieben Joseph et al. (2021) drei Phasen nach der Ausbringung von Biokohle. Kurzfristig (innerhalb von $1 - 3$ Wochen) löst Wasser, das in die Biokohleporen eindringt, lösliche organische und mineralische Verbindungen auf den äußeren und inneren Oberflächen der Biokohle auf. Diese gelösten Stoffe erhöhen den gelösten organischen Kohlenstoff, sowie Kationen und Anionen in der Bodenlösung, wodurch sich die elektrische Leitfähigkeit und der pH-Wert erhöhen (was den zuvor erwähnten Kalkungseffekt bewirkt). Niedrigtemperatur-Biokohlen (HTT < 450 °C) und Biokohlen, die in Anlagen mit unvollständiger Abtrennung von Pyrolysegasen hergestellt werden, haben im Allgemeinen einen höheren Gehalt an wasserlöslichen organischen Verbindungen. Mittelfristig (im Zeitraum $1 - 6$ Monate nach Ausbringung) vergrößert sich die Oberfläche der Biokohle und es entstehen funktionelle Gruppen, was zu einer erhöhten Kationen- und Anionenaustauschkapazität und damit zu einer erhöhten Fähigkeit zur Sorption von Nährstoffen, Schwermetallen und organischen Verbindungen

führt. Längerfristig (über 6 Monate hinaus) führt die Alterung der Biokohle durch Wechselwirkungen mit Bodenmineralen und Mikroben zu organo-mineralischen Mikroaggregaten mit stärker funktionalisierten Oberflächen, die die Fähigkeit zur Nährstoffbindung weiter erhöhen.

Diese zeitlichen Veränderungen der Wirkung von Biokohle im Boden wurden auch von Metastudien bestätigt. Ye et al. (2020) kamen beispielsweise zu dem Schluss, dass der Kalkungseffekt zwar kurzfristig zur positiven Wirkung von Biokohle auf das Pflanzenwachstum beitragen kann, dass jedoch beobachtbare längerfristige Ertragssteigerungen auf andere Biokohleeffekte zurückzuführen sind, z. B. auf eine Erhöhung der Kationenaustauschkapazität.

Was die wichtigsten Pflanzennährstoffe betrifft, so liegt Kalium in Biokohle überwiegend in löslicher Form vor und wird kurz nach der Ausbringung in den Boden freigesetzt und ist daher für Pflanzen leicht verfügbar, während ein Großteil des Stickstoffs (N) in der Biokohlematrix (z. B. heterozyklischer N) für Pflanzen nicht verfügbar ist (Joseph et al., 2021). In einer Metastudie von Gao et al. (2019) wurde nach Biokohleausbringung eine 12%ige Verringerung des Nitrats und eine 11%ige Verringerung des Ammoniumgehalts im Oberboden festgestellt. Dies könnte mit der Beobachtung zusammenhängen, dass Biokohle Nitrat und Ammonium reversibel binden kann, wodurch deren Verlust durch Auswaschung verringert wird (Haider et al., 2020). Wenn reine Biokohle ohne Nährstoffanreicherung in großen Mengen in den Boden eingebracht wird, ist eine anfängliche Verringerung des pflanzenverfügbaren N aufgrund der Sorption aus dem Boden zu erwarten. Der Stickstoff geht jedoch nicht verloren, sondern kann über längere Zeiträume wieder freigesetzt werden (Hagemann et al., 2017). Metaanalysen zum Verhalten von Phosphor (P) nach Biokohleausbringung haben ergeben, dass die Pflanzenverfügbarkeit im Allgemeinen erhöht wird, insbesondere bei Anwendung auf sauren oder neutralen Böden und bei Biokohle, die aus Rohstoffen mit niedrigem C:N-Verhältnis wie Gülle oder Ernterückständen hergestellt und bei niedrigen Temperaturen produziert wird (Gao et al., 2019; Glaser und Lehr, 2019). Die Wirkung von Biokohle auf die P-Verfügbarkeit wird durch mikroskalige Auswirkungen auf den pH-Wert des Bodens und die Zusammensetzung der Bodenlösung, insbesondere den Calciumgehalt, bestimmt (Buss et al., 2018a, 2018b).

Auswirkungen von Biokohle auf Pflanzenwachstum und -physiologie

Saatgutkeimung und frühes Sämlings Wachstum

Die meisten Biokohlen und Biokohleformulierungen hemmen die Keimung und das frühe Wachstum von Pflanzen im Boden nicht, es sei denn, sie werden in sehr hohen Mengen

ausgebracht (> 40–50 t/ha); bei moderaten Zugabe Mengen können Keimung und Wachstum von Sämlingen sogar gefördert werden (s. Übersichtsartikel von Joseph et al., 2021). Bei den Mechanismen für die positiven Auswirkungen handelt es sich größtenteils um wasserlösliche organische Verbindungen, die die Keimung und das Wachstum der Keimlinge fördern, oder um Reaktionen, die hemmende Faktoren wie Schwermetalle und phytotoxische organische Verbindungen deaktivieren. Diese Wirkungen sind von Biokohle zu Biokohle unterschiedlich: Biokohlen, die bei niedrigeren Temperaturen pyrolysiert werden, haben einen höheren Gehalt an wasserlöslichen organischen Molekülen, die die Keimung und das frühe Wachstum bei moderaten Ausbringungsmengen fördern können; bei hohen Ausbringungsmengen können ebendiese Biokohlen auch negative Effekte verursachen.

Wurzelwachstum

Eine umfassende Metastudie von Xiang et al. (2017) zeigt starke Auswirkungen von Biokohle auf Pflanzenwurzeln. Biokohle erhöhte die Wurzelbiomasse im Durchschnitt um 32 %, das Wurzelvolumen um 29 % und die Wurzeloberfläche um 39 %. Die durch Biokohle induzierte Zunahme der Wurzellänge (52 %) und der Anzahl der Wurzelspitzen (17 %) war größer als die Zunahme des Wurzeldurchmessers (9,9 %). Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass der Einsatz von Biokohle die morphologische Entwicklung der Wurzeln dahingehend verändert, die Wasser- und Nährstoffakquisition der Pflanze zu verbessern, und nicht die unterirdische Biomasseakkumulation zu maximieren. In der oben erwähnten Metastudie erhöhte der Einsatz von Biokohle die Anzahl der N₂-fixierenden Wurzelknöllchen im Durchschnitt um 25 %, veränderte jedoch die N-Konzentration in den Wurzeln nicht. Die P-Konzentration in den Wurzeln wurde hingegen deutlich erhöht, im Durchschnitt um 22 %. Die Reaktionen der Wurzeln auf die Anwendung von Biokohle waren im Allgemeinen bei einjährigen Pflanzen größer als bei mehrjährigen Pflanzen. Die Verfahren zur Herstellung von Biokohle spielten bei der Regulierung des Wurzelwachstums eine wichtigere Rolle als die Biokohle-Ausgangsstoffe. Biokohle, die bei höheren Temperaturen oder unter schneller Pyrolyse hergestellt wurde, war im Allgemeinen wirksamer bei der Förderung des Wurzelwachstums. Die Ergebnisse dieser Metastudie deuten darauf hin, dass durch Biokohle hervorgerufene Veränderungen im Wurzelsystem von Pflanzen wahrscheinlich deren Wasser- und Nährstoffaufnahme verbessern, was sich positiv auf das Pflanzenwachstum und die Widerstandsfähigkeit auswirken dürfte.

Wasseraufnahme und Wassernutzungseffizienz

Eine kürzlich durchgeführte Metaanalyse von Gao et al. (2020) zeigt einen durch Biokohle bedingten Anstieg der Pflanzen-Wassernutzungseffizienz (definiert als die Menge an akkumulierter Biomasse pro verbrauchter Gesamtwassermenge) um durchschnittlich 19 % und

der Blatt-Wassernutzungseffizienz (definiert als der Wasserverlust pro Netto-CO₂-Aufnahme auf Blattebene) um 20 %. Eine weitere aktuelle Metastudie (He et al., 2020) untersuchte pflanzenphysiologische Parameter wie die Photosynthese Rate, die stomatäre Leitfähigkeit und die Wassernutzungseffizienz auf Blattebene. Die Anwendung von Biokohle erhöhte die oben genannten Parameter zwischen 16 % und 27 %. Bemerkenswert dabei war, dass die Anwendung von Biokohle bei C₃-Pflanzen (32 %) wie Weizen, Reis und Sojabohnen eine deutlich höhere Wirkung zeigte als bei C₄-Pflanzen (7 %) wie Mais, Zuckerrohr, Miscanthus und Hirse.

Nährstoffaufnahme und Nährstoffnutzungseffizienz

In einer Metaanalyse über die Auswirkungen von Biokohle auf den Stickstoffkreislauf im Boden zeigten Liu et al. (2018), dass Biokohle die symbiotische N₂-Fixierung im Durchschnitt um 63 % und die pflanzliche N-Aufnahme um 11 % erhöhte, während sie die N-Auswaschung im Boden um 26 % reduzierte. Auf der Grundlage einer aktuellen Metaanalyse zu Düngemitteln auf Biokohlebasis kamen Melo et al. (2022) zum Schluss, dass Biokohle als Matrix zur Steigerung der Effizienz von Düngemitteln fungiert. Sie folgerten, dass durch Düngemittel auf Biokohlebasis, die mit vergleichsweise geringen Aufwandmengen (durchschnittlich 0,9 t/ha) ausgebracht wurden, die Produktivität der Pflanzen wahrscheinlich eher durch eine verbesserte Nährstoffversorgung als durch indirekte Effekte wie die Optimierung des pH-Wertes oder der Wasserverfügbarkeit erhöht wurde. Düngemittel auf Biokohlebasis verlangsamen nachweislich die Freisetzung von N, regen die Nitrifikation an und verringern die Denitrifikation, was zu einer Steigerung der N-Nutzungseffizienz durch Pflanzen führt (Liao et al., 2020).

In einer Metastudie von Tesfaye et al. (2021) steigerte Biokohle den verfügbaren P im Boden um durchschnittlich 65 % und die Pflanzenaufnahme von P um 55 %. Die Auswirkungen waren im Allgemeinen signifikant bei Biokohle aus Stallmist, bei Biokohle die bei 300 °C pyrolysiert wurde, bei einem Boden-pH < 5 und bei Böden mit feiner Textur sowie bei Böden mit sehr geringen verfügbaren P-Gehalten. Die Pflanzenaufnahme von P wurde vor allem bei Gemüsekulturen mit hohem Biomasseertrag verbessert.

Aufnahme von Schwermetallen

Etlche Studien haben gezeigt, dass Biokohle die Pflanzenaufnahme von Schwermetallen verringern kann. Eine Metaanalyse ergab, dass die Zugabe von Biokohle zu Böden zu einer durchschnittlichen Verringerung der Konzentrationen von Cd, Pb, Cu und Zn im Pflanzengewebe um 38 %, 39 %, 25 % bzw. 17 % führte (Chen et al., 2018). Die beobachtete Verringerung der Verfügbarkeit und Pflanzenaufnahme von Schwermetallen kann sich positiv auf die Pflanzenproduktivität und -qualität auswirken. So fanden Chen et al. (2021) in einem

Freilandexperiment heraus, dass Düngemittel auf Biokohlebasis die Produktivität von Mais in einem Cd-kontaminierten Boden erhöhten, indem sie die Kationenaustauschkapazität erhöhten, die Cd-Verfügbarkeit im Boden verringerten und dadurch die Aufnahme in die Maispflanzen herabsetzten.

Pflanzengesundheit

Neben den Auswirkungen von Biokohle auf das Wachstum und die Entwicklung von Pflanzen wurde in zahlreichen Pathosystemen beobachtet, dass Biokohle bei Pflanzen auch eine Resistenz gegen Krankheiten hervorrufen kann (Frenkel et al., 2017). Die Wirkung von Biokohle auf Pflanzenkrankheiten hängt von der Dosis und der Art der Biokohle (d.h. ihren physikalischen und chemischen Eigenschaften) ab. Im Allgemeinen werden bei niedrigen Aufwandmengen (< 2 t/ha) keine Auswirkungen festgestellt, positive Auswirkungen bei moderaten Mengen (2–20 t/ha) und negative Auswirkungen bei relativ hohen Mengen (> 50 t/ha), wie Joseph et al. (2021) zusammenfassen. Die optimale Dosis zur Krankheitsbekämpfung stimmt jedoch nicht immer mit der für das Pflanzenwachstum optimalen Menge überein. Aufwandmengen, die in einem gesunden Bestand für das Pflanzenwachstum vorteilhaft sind, können in einem mit Pathogenen befallenen Bestand u.U. zur Krankheitsförderung führen.

Literatur:

- Bai, S.H., Omidvar, N., Gallart, M., Kämper, W., Tahmasbian, I., Farrar, M.B., Singh, K., Zhou, G., Muqadass, B., Xu, C.-Y., Koech, R., Li, Y., Nguyen, T.T.N., van Zwieten, L. 2022. Combined effects of biochar and fertilizer applications on yield: a review and meta-analysis. *Science of the Total Environment* 808, art. no. 152073. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152073
- Buss, W., Assavavittayanon, K., Shepherd, J.G., Heal, K.V., Sohi, S. 2018a. Biochar phosphorus release is limited by high pH and excess calcium. *Journal of Environmental Quality* 47, 1298–1303. DOI: 10.2134/jeq2018.05.0181
- Buss, W., Shepherd, J.G., Heal, K.V., Mašek, O. 2018b. Spatial and temporal microscale pH change at the soil-biochar interface. *Geoderma* 331, 50–52. DOI: 10.1016/j.geoderma.2018.06.016
- Chen, D., Liu, X., Bian, R., Cheng, K., Zhang, X., Zheng, J., Joseph, S., Crowley, D., Pan, G., Li, L. 2018. Effects of biochar on availability and plant uptake of heavy metals – A meta-analysis. *Journal of Environmental Management* 222, 76–85. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.05.004
- Chen, Z., Pei, J., Wei, Z., Ruan, X., Hua, Y., Xu, W., Zhang, C., Liu, T., Guo, Y. 2021. A novel maize biochar-based compound fertilizer for immobilizing cadmium and improving soil

quality and maize growth. *Environmental Pollution* 277, art. no. 116455. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116455

Dai, Y., Zheng, H., Jiang, Z., Xing, B. 2020. Combined effects of biochar properties and soil conditions on plant growth: a meta-analysis. *Science of the Total Environment* 713, art. no. 136635. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.136635

Edeh, I.G., Mašek, O., Buss, W. 2020. A meta-analysis on biochar's effects on soil water properties – New insights and future research challenges. *Science of the Total Environment* 714, art. no. 136857. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.136857

Farhangi-Abriz, S., Torabian, S., Qin, R., Noulas, C., Lu, Y., Gao, S. 2021. Biochar effects on yield of cereal and legume crops using meta-analysis. *Science of the Total Environment* 775, art. no. 145869. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145869

Frenkel, O., Jaiswal, A.K., Elad, Y., Lew, B., Kammann, C., Graber, E.R. 2017. The effect of biochar on plant diseases: what should we learn while designing biochar substrates? *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 25, 105–113. DOI: 10.3846/16486897.2017.1307202

Gao, S., DeLuca, T.H., Cleveland, C.C. 2019. Biochar additions alter phosphorus and nitrogen availability in agricultural ecosystems: a meta-analysis. *Science of the Total Environment* 654, 463–472. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.124

Gao, Y., Shao, G., Lu, J., Zhang, K., Wu, S., Wang, Z. 2020. Effects of biochar application on crop water use efficiency depend on experimental conditions: a meta-analysis. *Field Crops Research* 249, art. no. 107763. DOI: 10.1016/j.fcr.2020.107763

Glaser, B., Lehr, V.-I. 2019. Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils: a meta-analysis. *Scientific Reports* 9, art. no. 9338. DOI: 10.1038/s41598-019-45693-z

Hagemann, N., Kammann, C.I., Schmidt, H.-P., Kappler, A., Behrens, S. 2017. Nitrate capture and slow release in biochar amended compost and soil. *PLoS ONE* 12, art. no. e0171214. DOI: 10.1371/journal.pone.0171214

Haider, G., Joseph, S., Steffens, D., Müller, C., Taherymoosavi, S., Mitchell, D., Kammann, C.I. 2020. Mineral nitrogen captured in field-aged biochar is plant-available. *Scientific Reports* 10, art. no. 13816. DOI: 10.1038/s41598-020-70586-x

He, Y., Yao, Y., Ji, Y., Deng, J., Zhou, G., Liu, R., Shao, J., Zhou, L., Li, N., Zhou, X., Bai, S.H. 2020. Biochar amendment boosts photosynthesis and biomass in C3 but not C4 plants: A global synthesis. *GCB Bioenergy* 12, 605-617. DOI: 10.1111/gcbb.12720

Ippolito, J.A., Cui, L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizabal, T., Cayuela, M.L., Sigua, G., Novak, J., Spokas, K., Borchard, N. 2020. Feedstock choice,

pyrolysis temperature and type influence biochar characteristics: a comprehensive meta-data analysis review. *Biochar* 2, 421-438. DOI: 10.1007/s42773-020-00067-x

Jeffery, S., Abalos, D., Prodana, M., Bastos, A.C., Van Groenigen, J.W., Hungate, B.A., Verheijen, F. 2017. Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. *Environmental Research Letters* 12, art. no. 053001. DOI: 10.1088/1748-9326/aa67bd

Joseph, S., Cowie, A.L., Van Zwieten, L., Bolan, N., Budai, A., Buss, W., Cayuela, M.L., Graber, E.R., Ippolito, J.A., Kuzyakov, Y., Luo, Y., Ok, Y.S., Palansooriya, K.N., Shepherd, J., Stephens, S., Weng, Z., Lehmann, J. 2021. How biochar works, and when it doesn't: a review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar. *GCB Bioenergy* 13, 1731-1764. DOI: 10.1111/gcbb.12885

Liao, J., Liu, X., Hu, A., Song, H., Chen, X., Zhang, Z. 2020. Effects of biochar-based controlled release nitrogen fertilizer on nitrogen-use efficiency of oilseed rape (*Brassica napus* L.). *Scientific Reports* 10, art. no. 11063. DOI: 10.1038/s41598-020-67528-y

Liu, Q., Zhang, Y., Liu, B., Amonette, J.E., Lin, Z., Liu, G., Ambus, P., Xie, Z. 2018. How does biochar influence soil N cycle? A meta-analysis. *Plant and Soil* 426, 211-225. DOI: 10.1007/s11104-018-3619-4

Melo, L.C.A., Lehmann, J., Carneiro, J.S.S., Camps-Arbestain, M. 2022. Biochar-based fertilizer effects on crop productivity: a meta-analysis. *Plant and Soil* 472, 45-58. DOI: 10.1007/s11104-021-05276-2

Omondi, M.O., Xia, X., Nahayo, A., Liu, X., Korai, P.K., Pan, G. 2016. Quantification of biochar effects on soil hydrological properties using meta-analysis of literature data. *Geoderma* 274, 28-34. DOI: 10.1016/j.geoderma.2016.03.029

Razzaghi, F., Obour, P.B., Arthur, E. 2020. Does biochar improve soil water retention? A systematic review and meta-analysis. *Geoderma* 361, art. no. 114055. DOI: 10.1016/j.geoderma.2019.114055

Schmidt, H.-P., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J., Bucheli, T.D., Sánchez Monedero, M.A., Cayuela, M.L. 2021. Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy* 13, 1708-1730. DOI: 10.1111/gcbb.12889

Singh, H., Northup, B.K., Rice, C.W., Prasad, P.V.V. 2022. Biochar applications influence soil physical and chemical properties, microbial diversity, and crop productivity: a meta-analysis. *Biochar* 4, art. no. 8. DOI: 10.1007/s42773-022-00138-1

Tesfaye, F., Liu, X., Zheng, J., Cheng, K., Bian, R., Zhang, X., Li, L., Drosos, M., Joseph, S., Pan, G. 2021. Could biochar amendment be a tool to improve soil availability and plant

uptake of phosphorus? A meta-analysis of published experiments. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 34108-34120. DOI: 10.1007/s11356-021-14119-7

Xiang, Y., Deng, Q., Duan, H., Guo, Y. 2017. Effects of biochar application on root traits: a meta-analysis. *GCB Bioenergy* 9, 1563-1572. DOI: 10.1111/gcbb.12449

Ye, L., Camps-Arbestain, M., Shen, Q., Lehmann, J., Singh, B., Sabir, M. 2020. Biochar effects on crop yields with and without fertilizer: a meta-analysis of field studies using separate controls. *Soil Use and Management* 36, 2-18. DOI: 10.1111/sum.12546

b. Als Bodenhilfsstoff in Wechselwirkungen mit Boden-Mikroorganismen

Katharina Keiblinger, Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Bodenforschung

Barbara Kitzler, BFW, Institut für Waldökologie und Boden

Neueste Metastudien zeigen, dass die Eigenschaften der Karbonisate einen maßgeblichen Einfluss auf die mikrobielle Biomasse im Boden haben und im allgemeinen positive Effekte zu verzeichnen sind, wengleich auch die Bodentextur und Nährstoffverfügbarkeit eine große Rolle spielen. Eine Reduktion der Bodenmikroorganismen-Diversität wird beim Einsatz von Biokohlen mit hohen Applikationsmengen beschrieben, die bei hoher Pyrolysetemperatur hergestellt wurden. Mögliche Mechanismen sind dabei ungünstige Bedingungen für das mikrobielle Wachstum. Die Bakterien Diversität ist besser untersucht und eine Steigerung dieser in Freilandversuchen war bei mittel texturierten Böden am höchsten ausgeprägt. Auch hinsichtlich Enzymaktivitäten sollte der Einsatz von Biokohle unter Berücksichtigung der wesentlichen Biokohle und Bodenparameter erfolgen.

Die Zugabe von Karbonisaten gilt als eine wichtige Strategie zur Verringerung von Treibhausgas-Emissionen aus Böden. Das Reduktionspotential variiert allerdings nach der eingesetzten Bewirtschaftungsmethode, Art des Bodens und der Art und der Herstellung der Karbonisate. Die Verringerung von Lachgasemissionen ist einer der am besten belegten Effekte ihrer Nutzung. Die Wirkung von Biokohle kann allerdings mit der Zeit abnehmen, da Biokohle im Boden altert. Dennoch kann der anfängliche Minderungseffekt erheblich sein, und wiederholte

Anwendungen können eine Reduktion aufrechterhalten. Bei Methanemissionen oder bei der Methanaufnahme ist der Trend nicht so deutlich. Es kommt zu Abnahmen aber auch zu Zunahmen der Aufnahmeraten oder Emissionen. Es ist aber festzuhalten, dass landwirtschaftliche Methanemissionen nur in überschwemmten Böden (z. B. Reisanbau oder nach Starkregenereignissen) eine klimarelevante Größe erreichen, und dass in der europäischen Landwirtschaft eine Zunahme der bodenbürtigen CH₄-Emissionen im Vergleich zu den massiven landwirtschaftlichen N₂O-Emissionen nur einen sehr kleinen Effekt auf das globale Klimaerwärmungspotential hätte.

Die Wirkungsweise von Karbonisaten als Bodenhilfsstoff ist mittlerweile hinsichtlich der Effekte auf die Bodenqualität und das Kohlenstoff Sequestrierungspotential sehr intensiv untersucht. Aber auch das mechanistische Verständnis des Einflusses von Karbonisaten auf die Boden-Mikroorganismen Abundanz, Aktivität und deren Diversität steigt stetig. Generell ist zu sagen, dass die mikrobielle Biomasse maßgeblich durch die Eigenschaften der Karbonisate beeinflusst wird (Li, Wang et al., 2020). Karbonisate aus nährstoffreichen Substraten wie zum Beispiel aus Gülle oder Mist bzw. Klärschlamm, die bei niedrigen Temperaturen (< 300 °C) hergestellt wurden, fördern die mikrobielle Biomasse und Diversität (Li, Wang et al., 2020). Dies ist vermutlich auf eine höhere Verfügbarkeit an Kohlenstoff und Nährstoffen in den Karbonisaten zurückzuführen (Lehmann 2007, Li, Wang et al., 2020). Die wichtige Rolle der durch die Karbonisate eingebrachten Nährstoffe und des labilen Kohlenstoffs auf gesteigerte mikrobielle Biomasse wurde in mehreren Metastudien beschrieben (Liu, Zhang et al., 2016, Zhang, Jing et al., 2018, Li, Harris et al., 2019, Li, Wang et al., 2020). Aber auch die Bodeneigenschaften, wie pH und Textur beeinflussen die Effekte von Karbonisaten auf die mikrobielle Biomasse. Es gibt einen Trend zu positiven Effekten über alle Texturbereiche, wobei diese am stärksten für lehmige Böden, und in einem ähnlichen Ausmaß für sandige und tonhaltige Böden war (Li, Wang et al., 2020). Allerdings sind auch signifikant positive Effekte auf den mikrobiellen Kohlenstoff durch den Einsatz von Karbonisaten bei grober Textur beschreiben, die bei feiner Bodentextur nicht festgestellt wurden (Liu, Zhang et al., 2016). Der Einfluss der Bodentextur auf den Effekt der mikrobiellen Biomasse und Aktivität ist daher schwer zu verallgemeinern, da die Eigenschaften der Karbonisate bzw. andere Bodenparameter (z. B. N-Gehalte) im Vordergrund stehen (Zhang, Jing et al., 2018, Pokharel, Ma et al., 2020, Joseph, Cowie et al., 2021). Zum Beispiel zeigt die Zugabe von Karbonisaten zu N-gedüngten Böden einen signifikanten Anstieg des mikrobiellen Kohlenstoffs, hauptsächlich durch Kombination mit Abfallkompost-N-Dünger oder synthetischem N-Dünger (Liu, Zhang et al., 2016). Der karbonisat-induzierte Anstieg der mikrobiellen Biomasse in

synthetisch N-gedüngten Böden kann durch die stark verbesserte Bodennährstoffversorgung zustande kommen und damit die mikrobielle Aktivität fördern (Liu, Zhang et al., 2016).

Beim Einsatz von Abfallkompost, stellt dieser nicht nur eine N Quelle (mit einem niedrigen C/N-Verhältnis von 12) dar, sondern kann auch die stöchiometrischen Bedürfnisse der Mikroben Populationen ideal abdecken, was sich positiv auf deren Aktivitäten durch erhöhte N-Mineralisierung auswirkt (Liu, Zhang et al., 2016). Die mikrobielle Biomasse ist in Studien mit Vegetationspräsenz durch den Karbonisatzusatz auch signifikant erhöht (Liu, Zhang et al., 2016). Die Vegetationsproduktivität wird aufgrund verbesserter Verfügbarkeit von Bodennährstoffen (Retention von Nährstoffen wie N und P) und verbesserter Bodenstruktur und Feuchtigkeit erhöht (Liu, Zhang et al., 2016). Die gesteigerte Vegetationsproduktivität oder der Biomassegewinn können zu einer höheren Rate an Wurzelablagerungen und Pflanzenresten führen und so wiederum die organische Bodensubstanz und mikrobielle Biomasse anreichern (Weng, Van Zwieten et al., 2017). Auch der Anteil der organischen Bodensubstanz hat eine Auswirkung auf die Effekte der mikrobiellen Biomasse durch Karbonisat Applikation. Die größeren ($> 2 \mu\text{m}$) nährstoffreichen Poren der Karbonisate werden von Mikroorganismen bewohnt. Die organische Substanz steigert sich durch Sorption von Wurzelexsudaten, mikrobiellen Metaboliten und Nekromasse (Joseph, Cowie et al., 2021). Auch kleine Karbonisatpartikel können an der Wurzeloberfläche die Abundanz wurzelassoziierter Bakterien beeinflussen (Chew, Zhu et al., 2020; Joseph, Cowie et al., 2021).

Hingegen sind die Effekte auf die Diversität der Bodenmikroorganismen nicht so klar wie bei der mikrobiellen Biomasse. Die Diversität der Bodenmikroorganismen zeigte teilweise einen Rückgang, wenn Karbonisate bei hoher Pyrolysetemperatur hergestellt wurden (Li, Wang et al., 2020). Außerdem ging diese bei vielen fein texturierten alkalischen Böden auch zurück. Das Wachstum mancher Mikroorganismengruppen reagiert hingegen sehr stark auf Karbonisatapplikation und führt zu einer Spezialisierung der mikrobiellen Zusammensetzung. Das wiederum kann zu erhöhter mikrobieller Biomasse bei einer Reduktion der Diversität führen (Khodadad, Zimmerman et al., 2011; Li, Wang et al., 2020). Die Datenlage der Metastudien zeigt, dass die mikrobielle Diversität (konkret der Shannon Index) von Bakterien in Freilandversuchen durch den Einsatz von Karbonisaten um 38 % höher war als in der Kontrollgruppe (Singh, Northup et al., 2022). Die Effekte waren für mittlere und grobe Textur der Böden signifikant mit den höchsten Steigerungen für mittlere Böden (+31 %) gefolgt von grob-texturierten (24 %). Die höchste bakterielle Diversität wurde für Karbonisate die bei niedrigen Pyrolysetemperaturen hergestellt wurde beobachtet (Singh, Northup et al., 2022). Hingegen ist die Datenlage für die pilzliche Diversität weit geringer, um solide Aussagen zu treffen. Der Zusammenhang mit der Bodentextur war – gegensätzlich zu der bak-

teriellen – mit signifikant höherer Pilz-Diversität nur in feintexturierten Böden zu beobachten (Singh, Northup et al., 2022). Negative Effekte von Karbonisaten auf die mikrobielle Diversität wurde vor allem für hohe Applikationsmengen beschrieben (Li, Wang et al., 2020) und mit folgenden Mechanismen erklärt: (i) Hemmung einiger Mikroorganismen Arten durch toxische Komponenten der Karbonisate; (ii) Zunahme des C/N-Verhältnisses in der organischen Substanz, und damit verringerte Kohlenstoffnutzungseffizienz (Joseph, Cowie et al., 2021); und (iii) Störung mikrobieller Mikrohabitate.

Bei den Karbonisaten kommt es hinsichtlich der Auswirkung auf die mikrobielle Biomasse einerseits auf das Ausgangsmaterial und andererseits auf jene Produktionsbedingungen an, unter denen diese produziert worden sind. Zum Beispiel können Karbonisate aus Mist bei niedriger Pyrolysetemperatur ($T < 300\text{ °C}$) einen leicht alkalischen pH-Wert und geringe spezifische Oberfläche (SSA) aufweisen. Die positiven Effekte von Karbonisaten auf die mikrobielle Biomasse steht allerdings in einem indirekten Zusammenhang zwischen pH-Wert und SSA, das heißt eine geringe mikrobielle Biomasse mit höherem pH der Karbonisate und der SSA (Li, Wang et al., 2020). Möglicherweise führen Karbonisate mit hohen pH-Werten zu einer Nährstoffunterversorgung (Li, Wang et al., 2020), bzw. sind nicht vorteilhaft für mikrobielles Wachstum, und die Porenräume bei entsprechend hoher SSA zu klein für die mikrobielle Besiedelung (Gray, Johnson et al., 2014). Daher spielen auch die Pyrolysetemperaturen hier eine große Rolle, da bei sehr hohen Temperaturen die Zahl der Mikroporen ($< 2\text{ nm}$ Porendurchmesser) steigt, die nur ein sehr eingeschränktes Habitat für bestimmte Mikroorganismen, und im Speziellen für Pilze keinen geeigneten Lebensraum mehr darstellen (Li, Wang et al., 2020).

Daher ist es nicht verwunderlich, dass generell die Zugabe von Karbonisaten das Verhältnis von Bodenpilzen zu Bakterien (F/B) und das Verhältnis von grampositiven Bakterien zu gramnegativen Bakterien (G+/G-) sowie die mikrobielle Biomasse und Aktivitäten signifikant erhöhte (Zhang, Jing et al., 2018; Joseph, Cowie et al., 2021). Sowie dass diese Verbesserung der F/B-Verhältnisse am signifikantesten bei der Zugabe von bei niedrigen Temperaturen produzierten Karbonisaten zu Böden mit niedrigerem pH-Wert und geringem Nährstoffgehalt waren. Die F/B-Verhältnisse wurden hauptsächlich von Karbonisatnährstoffen, Bodennährstoffen und Boden-pH-Werten beeinflusst. Die Nährstoffe aus den Karbonisaten sowie strukturelle Eigenschaften (d.h. Oberfläche und Porosität) spielten auch bei der Verbesserung von G+/G-, der gesamten mikrobiellen Biomasse und den Aktivitäten von Bakterien, Pilzen und Actinomyceten eine wichtige Rolle (Zhang, Jing et al., 2018).

Auch die Partikelgröße der eingebrachten Karbonisate in den Boden wirkt sich auf die Bodeneigenschaften aus, und damit auf das Wachstum der mikrobiellen Biomasse. Bei

kleiner Partikelgröße interagieren Karbonisate stärker mit dem Boden und führen zu einem höheren pH-Wert des Bodens, höherer Kationenaustauschkapazität und einem höheren Anteil verfügbarer Nährstoffe, was wiederum das bakterielle Wachstum begünstigt (Li, Wang et al., 2020).

Zum Beispiel dominieren in Böden die mit Karbonisat versetzt wurden Bakterien der Phyla Actinobacteria, Firmicutes und Bacteroidetes, während es generell eher zu einem Rückgang an Proteobakterien, Planctomyces und Acidobacteria kommt (Li, Wang et al., 2020). Auch bei den Pilzen ergibt sich eine Verschiebung hin zu höheren Abundanzen an Basidiomycota, Trichoderma und Paecilomyces (Li, Wang et al., 2020). Allerdings gibt es auch hier sehr stark Boden und Karbonisat abhängige Veränderungen in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft im Boden, was an der starken Variabilität der Ergebnisse zwischen Studien abzulesen ist. Die Veränderungen in der Mikroorganismenzusammensetzung durch Karbonisat-Zugabe sind begründet durch die Stimulation eines Co-Stoffwechselprozess, die Bildung einer Mikroumgebung mit Karbonisat-Zusatz zur Verbesserung der physikalisch-chemischen und biologischen Eigenschaften des Bodens und damit Verbesserung der Wasser und Nährstoffretention (Zhang, Jing et al., 2018).

Neben der mikrobiellen Biomasse wurde auch von erhöhten Enzym Aktivitäten durch Karbonisate berichtet, wobei die Enzyme Urease, alkalische Phosphatase und Dehydrogenase um 20–25 % erhöht waren, mit den größten Effekten für saure, fein strukturierte Böden (Pokharel, Ma et al., 2020). Die erhöhten Enzymaktivitäten sowie die Veränderungen in der Diversität der mikrobiellen Gemeinschaft (Jaiswal, Elad et al., 2018; Joseph, Cowie et al., 2021) sind abhängig von: (i) den durch die Karbonisat Applikation induzierten pH-Anstieg, da dieser wesentlich die mikrobielle Zusammensetzung reguliert (Rousk, Bååth et al., 2010; Joseph, Cowie et al., 2021); (ii) bessere Sauerstoffversorgung im Boden, und folglich bessere Voraussetzungen für Pilze und aerobe Bakterien sowie oxidative Enzyme; (iii) veränderter mikrobieller Stoffwechsel, durch das Vorherrschen großer organischer Verbindungen, das eine Verschiebung in der Gemeinschaft hin zu K-Strategen zur Folge hat (Cui, Zhu et al., 2020), die begünstigt auch saprophytische Pilze und Aktivität von Peroxidasen und (iv) Zunahme hydrophober Verbindungen im Boden, das wiederum die Pilzaktivität fördert (Deng, Zheng et al., 2021; Joseph, Cowie et al., 2021). In P-limitierten Böden, kann die P-Aufnahme von Pflanzen durch arbuskuläre Mykorrhiza Pilze in den Poren von Karbonisaten mit hohem P-Gehalt verbessert werden (Gujre, Soni et al., 2021; Joseph, Cowie et al., 2021).

Wirkungsweisen von Biokohlen auf Boden Treibhausgas Flüsse:

Die komplexen mikrobiellen Gemeinschaften im Boden, die N_2O und CH_4 im Boden produzieren und verbrauchen, und die miteinander verknüpften biotischen und abiotischen Prozesse, die im Boden ablaufen, machen die Vorhersage von Treibhausgasemissionen aus dem Boden extrem schwierig (Joseph et al., 2021).

Lachgas (N_2O) ist ein klimarelevantes Spurengas, das Strahlung im Infrarotbereich effektiv absorbieren kann. Im Vergleich zu Kohlendioxid (CO_2) ist sein „Global Warming Potential“ ca. 298fach stärker. Verglichen mit einer vorindustriellen Konzentration von 270 ± 7 ppbv lag die atmosphärische Konzentration im Jahr 2019 bei 332 ppbv. Diese Zunahme ist vor allem auf die erhöhte mikrobielle Produktion infolge einer Intensivierung der Landwirtschaft (erhöhter Einsatz von Stickstoffdüngern) zurückzuführen (IPCC 2020). N_2O kann durch verschiedene Prozesse im Boden (autotrophe oder heterotrophe Nitrifikation, Chemodenitrifikation, Nitrifizierer- Denitrifikation, Denitrifikation, Co-Denitrifikation, Ammonifikation) entweder produziert oder konsumiert werden (Butterbach-Bahl et al., 2013). Die Menge an produziertem N_2O hängt dabei maßgeblich von der Bewirtschaftung, Düngung, den Pflanzen, Bodeneigenschaften wie Textur, verfügbarer Kohlenstoff, pH, mikrobielle Aktivität, Temperatur und Wassergehalt ab (Baggs, 2011).

Methan (CH_4) ist nach Kohlenstoffdioxid (CO_2) das zweitwichtigste Treibhausgas (THG), das für 17 % der globalen Erwärmung verantwortlich ist. Sein globales Erwärmungspotenzial, bezogen auf 100 Jahre, ist bei fossilen Brennstoffen 30mal so hoch und bei nicht-fossilen Brennstoffen 27mal so hoch, wie das von CO_2 (unter Berücksichtigung der Klima-Kohlenstoff-Rückkopplungen), und sein Emissionswachstum ist im Vergleich zum vorindustriellen Zeitalter von 729 auf 1.866 ppbv (+158%) gestiegen (IPCC 2020). Zwei grundlegende mikrobielle Prozesse steuern die bodenbürtigen CH_4 Emissionen: (a) die Methanproduktion durch methanogene Archaeen unter streng anoxischen Bedingungen (z. B. in wassergesättigten Böden oder in größerer Bodentiefe oder in anoxischen Mikrostandorten) und (b) die Methanoxidation (Verbrauch von Methan) durch methanotrophe Bakterien, die Sauerstoff benötigen, oder durch das Nitrit abhängige anaerobe Oxidation von Methan (Ettwig et al., 2008). Der Boden gilt als wichtigste biologische Senke für atmosphärisches Methan.

Studien berichten über ein breites Spektrum von Auswirkungen von Biokohle auf physikalische, biologische und chemische Bodeneigenschaften und -funktionen. Meta-Analysen zeigen, dass Karbonisate im Allgemeinen den Säuregehalt des Bodens senken, sowie die Pufferkapazität, den gelösten und gesamten organischen Kohlenstoff, die KAK (Kationenaus-

tauschkapazität), die verfügbaren Nährstoffe, den Wasserrückhalt und die Aggregatstabilität erhöhen sowie die Bodendichte und die Nitratauswaschung verringern (El-Naggar et al., 2019; Lehmann and Joseph, 2015). Die Zugabe von Karbonisaten wurde des Weiteren bereits in vielen Studien als eine wichtige Strategie zur Verringerung von THG-Emissionen (CO_2 , N_2O und CH_4) aus Böden vorgeschlagen. Die Auswirkung von Karbonisaten auf die THG-Emissionen variiert allerdings nach der eingesetzten Bewirtschaftungsmethode, Art des Bodens und der Art und der Herstellung der Karbonisate sehr stark. Die Vielzahl der Studien, die bisher weltweit durchgeführt wurden, lassen sich durch die Metastudien, die in den letzten 8 Jahren verfasst wurden, wie folgt zusammenfassen:

Die Verringerung von Lachgasemissionen durch die Verwendung von Pflanzenkohlen ist einer der am besten belegten Effekte ihrer Nutzung. Zu diesem Thema wurde bereits 2014 die erste Metastudie durchgeführt (Cayuela et al., 2014). Sie zeigte eine mittlere Reduktion der N_2O -Emissionen beim Einsatz von Pflanzenkohlen von 49 % über alle Studien hinweg, allerdings beinhaltet diese Arbeit grossteils Laborstudien und es wurden sehr hohe Applikationsraten untersucht. Die Metastudie von (He et al., 2017) die vor allem auf Inkubationsversuchen beruht (91 Studien, 552 Datensätze) ermittelte eine mittlere N_2O -Reduktion von 31 %. Die Metastudie von (Borchard et al., 2019), die 88 Studien auswertete, zeigte eine mittlere N_2O -Emissionsminderung von 38 % (435 Datensätze). Hier wurden die Auswirkungen von Karbonisaten auf gedüngten und ungedüngten Böden zusammengefasst. Bei einer Kombination von Karbonisaten mit mineralischen Düngern wird sogar eine mittlere N_2O Emissionsreduktion von 46 % berichtet. Applikationsmengen unter 10 t/ha hatten hier geringere Potentiale. Die stärksten N_2O Reduktionen wurden bei Karbonisaten die bei einer Pyrolysetemperatur von 600–700 °C hergestellt wurden und unter Verwendung holziger Biomasse als Ausgangsmaterial erzielt. Diese Resultate werden von der neuesten Metaanalyse von Zhang et al. (2020, 444 Datensätze) mit einer durchschnittlichen Reduktion von 38 % bei einer gleichzeitigen Ernteertragszunahme von 21 % bestätigt. Das größte N_2O -Reduktionspotential wurde in alkalischen bis leicht sauren sowie in eher sandigen Böden nachgewiesen (Schmidt et al., 2021). Durch langsame Pyrolyse hergestellte Biokohlen mit hohem Verkohlungsgrad, hohem pH-Wert und großer Oberfläche sind bei der Reduzierung von N_2O -Emissionen am wirksamsten (Borchard et al., 2019; Cayuela et al., 2015; Shakoore et al., 2021). Es hat sich gezeigt, dass eine Dosis von 10–20 Mg ha⁻¹ die N_2O -Emissionen deutlich reduziert (Borchard et al., 2019; Cayuela et al., 2014). In der Meta-Analyse von (Shakoore et al., 2021) werden die Wechselwirkungen zwischen Biokohle und THG-Emissionen in Ackerböden weltweit vorgestellt, wobei Feldexperimente das stärkste THG-Minderungspotenzial zeigten, d.h. CO_2 (Response ratio = RR = – 0,108) und CH_4 (RR = – 0,399). Die Pyrolysetemperatur der Biokohle, das Ausgangsmaterial, das C:N-Verhältnis und der pH-Wert erwiesen sich ebenfalls als wichtige Faktoren, die die Treibhausgasemissionen beeinflussen. Eine

deutliche Verringerung der N₂O- (RR = - 0,13) und CH₄-Emissionen (RR = - 1,035) wurde in neutralen Böden (pH = 6,6–7,3) beobachtet, während saure Böden (pH ≤ 6,5) den stärksten Minderungseffekt auf CO₂ im Vergleich zu N₂O- und CH₄-Emissionen hatten. Eine Ausbringungsrate von 30 t ha⁻¹ war am besten geeignet, um die Treibhausgasemissionen zu verringern und gleichzeitig einen optimalen Ernteertrag zu erzielen. Nach dieser Meta-Analyse zeigten Maiskulturen, die mit Biokohle ergänzt wurden, ein signifikantes Minderungspotenzial für CO₂-, N₂O- und CH₄-Emissionen (Shakoor et al., 2021).

Die Wirkung von Biokohle kann allerdings mit der Zeit abnehmen, da Biokohle im Boden altert (Borchard et al., 2019; Zhang et al., 2020). Dennoch kann der anfängliche Minderungseffekt erheblich sein, und wiederholte Anwendungen können den Nutzen der Milderung aufrechterhalten (Joseph et al., 2021).

Die Forschung über die Wechselwirkungen zwischen Biokohle und Methanemissionen aus dem Boden hinkt im Vergleich zu den Studien über N₂O Emissionen beträchtlich hinterher, und der Mangel an Studien zu diesem Thema deutet auf komplexe und kontroverse Ergebnisse hin. In den letzten vier Jahren wurden zur Auswirkung von Karbonisaten auf Methanemissionen landwirtschaftlicher Böden vier Metastudien verfasst. Während (Song et al., 2016) und (He et al., 2017) keine signifikanten Effekte von Karbonisaten fanden, zeigten (Jeffery et al., 2016) eine Reduktion von Methanemissionen, wohingegen (Zhang et al., 2020) erhöhte Methanemissionen berichteten. (He et al., 2017) fanden in 91 Studien mit 552 Datensätzen (für CO₂, N₂O und CH₄, nur weniger als 1/3 davon für CH₄) eine signifikante Zunahme von CH₄-Emissionen durch PK in ungedüngten Feldversuchen (N=5) und eine Reduktion in sämtlichen Topfversuchen (N=86) sowie in allen gedüngten Varianten. (Song et al., 2016) wertete 19 Studien mit 42 Datensätzen aus und zeigte, dass Karbonisate in Nassreis-Feldversuchen die CH₄-Emissionen meist erhöhte, in Topfversuchen aber reduzierte. Insgesamt war die Variabilität viel zu groß, um auf Basis der sehr geringen, reisdominierten Datenlage belastbare Schlussfolgerungen zu ziehen. In der Analyse von Jeffery et al. (2016, 42 Studien, 193 Datensätze) wurden auch Feldversuche mit Pflanzen ausgewertet. Hier zeigte sich eine signifikante Verringerung von Methanemissionen v.a. auf Standorten mit überwiegender CH₄-Produktion wie Reisfeldern, während es in Ökosystemen mit überwiegender Methanoxidation keine klaren Effekte gab. Im Widerspruch zur Studie von (Jeffery et al., 2016) fanden die Autoren der neuesten und umfassendsten Metaanalyse basierend auf 204 gepaarten Datensätzen (Zhang et al., 2020), dass die Methanemissionen in allen länger als 3 Monate untersuchten Feldversuchen leicht, aber signifikant zunahm (+15 %). Auch hier unterlagen die CH₄- Emissionen großen Variationen in Abhängigkeit der Menge der eingebrachten Karbonisate, der Pflanzenart und der Dauer der Messungen. Es ist derzeit

noch unklar, was den Anstieg der CH₄-Emissionen verursachen könnte. Folgende Erklärungen für die Verringerung der CH₄-Emissionen werden erwähnt: (1) Pflanzenkohlen verbessern die Bodenbelüftung, was die CH₄-Oxidation stimulieren und/oder die CH₄-Produktion unterdrücken sollte; (2) Pflanzenkohlen haben die Fähigkeit, CH₄ an ihrer Oberfläche zu adsorbieren; und (3) Pflanzenkohlen senken das Verhältnis von methanogenen zu methanotrophen Mikroorganismen unter anoxischen Bedingungen (He et al., 2017). Zudem wird vermutet, dass Karbonisate Elektronen aus anoxischen Reaktionen aufnehmen, puffern und weiterleiten können, wodurch insbesondere die organische Substanz biologisch abgebaut wird und zu CH₄ reduziert werden könnte. Eine mögliche Erklärung der Zunahme von CH₄-Emissionen ist die Bildung von anoxischen Mikro-Nischen auf der Pflanzenkohle, d.h. Orte, an denen durch starke Abschirmung von Sauerstoff punktuell die Bildung von Methan für Mikroorganismen attraktiv wird (Hagemann et al., 2016). Über weitere Gründe für eine mögliche Zunahme von bodenbürtigen CH₄-Emissionen kann aber derzeit aufgrund der hohen Variabilität und ungenügenden Systematik der Untersuchungen zurzeit nur spekuliert werden. Es ist aber ohnehin festzuhalten, dass landwirtschaftliche Methanemissionen nur in überschwemmten Böden (wie z. B. im Reisanbau oder nach, allerdings immer häufiger auftretenden Starkregenereignissen) eine klimarelevante Größe erreichen, und dass in der europäischen Landwirtschaft eine Zunahme der bodenbürtigen CH₄-Emissionen um 15 % gerade im Vergleich zu den massiven landwirtschaftlichen N₂O-Emissionen nur einen sehr kleinen Effekt auf das globale Klimaerwärmungspotential hätte (Schmidt et al., 2021).

Literatur

Baggs, E.M., 2011. Soil microbial sources of nitrous oxide: recent advances in knowledge, emerging challenges and future direction. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 3, 321–327.

<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.08.011>

Borchard, N., Schirrmann, M., Cayuela, M.L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizábal, T., Sigua, G., Spokas, K., Ippolito, J.A., Novak, J., 2019. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 651, 2354–2364.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.060>

Butterbach-Bahl, K., Baggs, E.M., Dannenmann, M., Kiese, R., Zechmeister-Boltenstern, S., 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and

their controls? *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368, 20130122.

<https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>

Cayuela, M.L., Jeffery, S., van Zwieten, L., 2015. The molar H:C_{org} ratio of biochar is a key factor in mitigating N₂O emissions from soil. *Agric. Ecosyst. Environ.* 202, 135–138.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.12.015>

Cayuela, M.L., van Zwieten, L., Singh, B.P., Jeffery, S., Roig, A., Sánchez-Monedero, M.A., 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Environ. Benefits Risks Biochar Appl. Soil* 191, 5–16.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.009>

Chew, J., et al. (2020). "Biochar-based fertilizer: Supercharging root membrane potential and biomass yield of rice." *Science of the Total Environment* 713: 136431.

Cui, J., et al. (2020). "Carbon and nitrogen recycling from microbial necromass to cope with C: N stoichiometric imbalance by priming." *Soil Biology and Biochemistry* 142: 107720.

Deng, S., et al. (2021). "Divergent mineralization of hydrophilic and hydrophobic organic substrates and their priming effect in soils depending on their preferential utilization by bacteria and fungi." *Biology and Fertility of Soils* 57(1): 65-76.

Ettwig, K.F., Shima, S., Van De Pas-Schoonen, K.T., Kahnt, J., Medema, M.H., Op Den Camp, H.J.M., Jetten, M.S.M., Strous, M., 2008. Denitrifying bacteria anaerobically oxidize methane in the absence of Archaea. *Environ. Microbiol.* 10, 3164–3173.

<https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2008.01724.x>

Gray, M., et al. (2014). "Water uptake in biochars: The roles of porosity and hydrophobicity." *Biomass and Bioenergy* 61: 196-205.

Gujre, N., et al. (2021). "Sustainable improvement of soil health utilizing biochar and arbuscular mycorrhizal fungi: A review." *Environmental Pollution* 268: 115549.

Hagemann, N., Harter, J., Behrens, S., 2016. Chapter 7 – Elucidating the Impacts of Biochar Applications on Nitrogen Cycling Microbial Communities, in: Ralebitso-Senior, T.K., H. Orr,

C. (Eds.), Biochar Application. Elsevier, pp. 163–198. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803433-0.00007-2>

He, Y., Zhou, X., Jiang, L., Li, M., Du, Z., Zhou, G., Shao, J., Wang, X., Xu, Z., Hosseini Bai, S., Wallace, H., Xu, C., 2017. Effects of biochar application on soil greenhouse gas fluxes: a meta-analysis. *GCB Bioenergy* 9, 743–755. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12376>

Jaiswal, A. K., et al. (2018). "Activating biochar by manipulating the bacterial and fungal microbiome through pre-conditioning." *New Phytologist* 219(1): 363-377.

Jeffery, S., Verheijen, F., Kammann, C., Abalos, D., 2016. Biochar effects on methane emissions from soils: A meta-analysis. *Soil Biol. Biochem.* 101, 251–258.

<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.021>

Joseph, S., Cowie, A.L., Van Zwieten, L., Bolan, N., Budai, A., Buss, W., Cayuela, M.L., Graber, E.R., Ippolito, J.A., Kuzyakov, Y., Luo, Y., Ok, Y.S., Palansooriya, K.N., Shepherd, J., Stephens, S., Weng, Z., Lehmann, J., 2021. How biochar works, and when it doesn't: A

review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar. *GCB Bioenergy* 13, 1731–1764. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12885>

Joseph, S., et al. (2021). "How biochar works, and when it doesn't: A review of mechanisms controlling soil and plant responses to biochar." *GCB Bioenergy* 13(11): 1731-1764.

Khodadad, C. L., et al. (2011). "Taxa-specific changes in soil microbial community composition induced by pyrogenic carbon amendments." *Soil Biology and Biochemistry* 43(2): 385-392.

Lehmann, J. (2007). "Bio-energy in the black." *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(7): 381-387.

Lehmann, J., Joseph, S., 2015. *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation* (2nd ed.). Routledge.
<https://doi.org/10.4324/9780203762264>.

Li, S., et al. (2019). "Predicting biochar properties and functions based on feedstock and pyrolysis temperature: A review and data syntheses." *Journal of Cleaner Production* 215: 890-902.

Li, X., et al. (2020). "Biochar increases soil microbial biomass but has variable effects on microbial diversity: A meta-analysis." *Sci Total Environ* 749: 141593.

Liu, S., et al. (2016). "Response of soil carbon dioxide fluxes, soil organic carbon and microbial biomass carbon to biochar amendment: a meta-analysis." *GCB Bioenergy* 8(2): 392-406.

Pokharel, P., et al. (2020). "Biochar increases soil microbial biomass with changes in extra- and intracellular enzyme activities: a global meta-analysis." *Biochar* 2(1): 65-79.

Rousk, J., et al. (2010). "Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil." *The ISME journal* 4(10): 1340-1351.

Schmidt, H.-P., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J., Bucheli, T.D., Sánchez Monedero, M.A., Cayuela, M.L., 2021. Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. *GCB Bioenergy* 13, 1708–1730. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12889>

Shakoor, A., Arif, M.S., Shahzad, S.M., Farooq, T.H., Ashraf, F., Altaf, M.M., Ahmed, W., Tufail, M.A., Ashraf, M., 2021. Does biochar accelerate the mitigation of greenhouse

gaseous emissions from agricultural soil? – A global meta-analysis. Environ. Res. 202, 111789. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111789>

Singh, H., et al. (2022). "Biochar applications influence soil physical and chemical properties, microbial diversity, and crop productivity: a meta-analysis." Biochar 4(1): 8.

Song, X., Pan, G., Zhang, C., Zhang, L., Wang, H., 2016. Effects of biochar application on fluxes of three biogenic greenhouse gases: a meta-analysis. Ecosyst. Health Sustain. 2. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1202>

Weng, Z., et al. (2017). "Biochar built soil carbon over a decade by stabilizing rhizodeposits." Nature Climate Change 7(5): 371-376.

Zhang, L., et al. (2018). "Responses of soil microbial community structure changes and activities to biochar addition: A meta-analysis." Sci Total Environ 643: 926-935.

Zhang, Q., Xiao, J., Xue, J., Zhang, L., 2020. Quantifying the effects of biochar application on greenhouse gas emissions from agricultural soils: A global meta-analysis. Sustain. Switz. 12. <https://doi.org/10.3390/SU12083436>

c. Aufnahmefähigkeit für Nährstoffe und Schadstoffe von Biokohle

Gabriel Sigmund; Universität Wien; Environmental Geosciences und Wageningen University / NL

Mikro- und Mesoporen in Biokohlen, insbesondere in holzigen Pflanzenkohlen, sowie die damit einhergehenden hohen spezifischen Oberflächen in diesen Materialien, sind mitverantwortlich dafür, dass Biokohlen eine hohe Aufnahmefähigkeit („Sorptionskapazität“) für eine Vielzahl an Nährstoffen sowie Schadstoffen haben. Die dafür verantwortlichen Wechselwirkungen und Biokohleeigenschaften sind vielfältig und vom jeweiligen Stoff abhängig der aufgenommen und/oder gebunden wird.

Für Nitrat und Phosphat als wichtige Nährstoffe ist dabei das Porenvolumen und die damit einhergehende Wasserhaltekapazität sowie die mögliche Bildung eines „organischen Mantels“ und der Oberfläche der Biokohle besonders wichtig.

Für Metalle wie beispielsweise Cadmium, Blei und Zink ist die hohe Kationenaustauschkapazität der Biokohlen von zentraler Bedeutung für die Bindung dieser Schwermetalle. Eine Steigerung des pH-Wertes im Boden ist

außerdem zentral für die Speziierung eines gegebenen Elements. Dies kann eine Immobilisierung bei kationischen Schwermetallen wie Cadmium verursachen, aber auch eine Mobilisierung bei anionischen Metalloiden wie Arsen ergeben.

Organische Schadstoffe wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) oder Pestizide werden vor allem am aromatischen Kohlenstoffgerüst der Biokohle gebunden. Die Anzahl der verfügbaren Bindungsstellen ist dabei stark von der zugänglichen Spezifischen Oberfläche der Kohlen abhängig. Das Verhalten von ungeladenen organischen Schadstoffen ist dabei einfacher abzuschätzen als für Ionisierbare oder permanent geladene Stoffe, bei welchen Elektrostatische Wechselwirkungen und pH ebenfalls eine wichtige Rolle spielen.

Die Einmischung von Biokohlen in Böden führt zu einer Vielzahl an Veränderungen von Bodeneigenschaften. In diesem Abschnitt besonders hervorzuheben sind hierbei mögliche Steigerungen des pH-Wertes, der Wasserhaltekapazität, sowie der organischen Bodensubstanz. All diese Veränderungen können die Rückhaltung und Bioverfügbarkeit von Nährstoffen sowie Schadstoffen beeinflussen. Neben diesen Veränderungen der Bodeneigenschaften, sind biokohleart-abhängig Bindungsstellen an den Kohleoberflächen zentral für die Wirkung einer gegebenen Biokohle auf die Bindung von Nährstoffen und/oder Schadstoffen. In den folgenden drei Abschnitten werden diesbezüglich Nährstoffe, anorganische Schadstoffe und organische Schadstoffe getrennt diskutiert.

Nährstoffe (Nitrat, Phosphat und Spurenstoffe)

Nitrat und die Pflanzenverfügbaren Formen von Phosphat liegen im Boden vor allem frei im Wasser gelöst vor und binden sich nur schwach an Biokohlenoberflächen. In den Mikro- und Mesoporen der Biokohle können sie jedoch gut eingelagert werden und von dort sukzessive durch Pflanzen aufgenommen werden [1]. Für die Landwirtschaftliche Nutzung wird Biokohle oft co-kompostiert oder in einer Nährlösung mit Nährstoffen „beladen“ [1]. Hierbei kann sich an der äußeren Oberfläche der Biokohlepartikel ein organischer Mantel bilden, welcher eine hohe Rückhaltekapazität für Anionische Nährstoffe wie Nitrat hat [2].

Anorganische Schadstoffe (Metalle und Metalloide)

Bei hohen Temperaturen (> 500 °C) produzierte Biokohle hat anfangs wenige funktionelle Oberflächengruppen. In der Folge werden durch Reaktionen mit Sauerstoff funktionelle Gruppen (Karboxyl-, Hydroxyl-, Phenol-, Karbonyl-Gruppen) gebildet bzw. gezielt

modifiziert, wodurch die Oberfläche der Biokohle eine permanente **negative Ladung und eine hohe Kationenaustauschkapazität (KAK)** bekommt. Bei niedrigeren Temperaturen produzierte Biokohle weist dagegen schon zu Beginn eine mittelhohe KAK und eine entsprechende Schwermetallimmobilisierung auf [3]. Biokohle, die bei niedrigeren Temperaturen unvollständiger pyrolysiert worden ist, hat zu Beginn mehr funktionelle Gruppen, diese können aber im Boden ab- oder umgebaut werden, wodurch sorbierte Metalle wieder freigesetzt werden können. Deshalb ist generell eine stabilere Biokohle welche bei höheren Temperaturen produziert wurde für die Schadstoffbindung vorzuziehen. Die Oberflächen solcher Biokohlen können schon während der Pyrolyse oder durch Nachbehandlung des Produktes mit Reagenzien (z. B. Oberflächenmodifikation mit Eisen oder Mangan) oder durch künstliche Alterung (Oxidation) modifiziert werden. Der Kationenaustausch an solchen Oberflächengruppen geht oft mit einer Freisetzung von H⁺ Ionen und einer entsprechenden leichten Senkung des pH-Wertes im Boden einher. Für Schwermetalle wie beispielsweise Cadmium, Blei und Zink ist die hohe Kationenaustauschkapazität der Biokohlen von zentraler Bedeutung für deren Bindung [4], [5].

Generell ist für viele Biokohlen eine Steigerung des pH-Wertes im Boden zu erwarten. Der pH-Wert im Boden ist zentral für die Spezierung eines gegebenen Elements. Dies kann eine Immobilisierung bei kationischen Schwermetallen wie Cadmium verursachen, aber auch eine Mobilisierung bei anionischen Metalloiden wie Arsen ergeben. Die **Pufferkapazität sowie die Oberflächenladung** der Biokohle ist daher ebenfalls von zentraler Bedeutung für die Immobilisierung von Metallen und Metalloiden. Deshalb sollten vor jeder Anwendung im Feld die dafür ausgewählten Biokohlen in Laborversuchen in den zu behandelnden Boden gemischt und der pH-Wert in der Boden-Biokohlenmischung gemessen werden. Dies ermöglicht eine bessere Abschätzung der Spezierung von anorganischen Schadstoffen im Boden, welche mit gängigen geochemischen Modellierungen, beispielsweise in PHREEQC einfach zu berechnen sind.

Eine Immobilisierung kann auch durch **elektrostatische Wechselwirkungen** zwischen positiv geladenen metallischen Kationen und den π -Elektronen der aromatischen Strukturen der Biokohle auftreten. Da bei zunehmender Pyrolyse-Temperatur die aromatische Kondensation der Biokohle steigt und der Anteil sauerstoffhaltiger funktioneller Gruppen sinkt, nimmt der Anteil der durch diese Bindungen gebundenen Kationen zu. Für anionische Spezies, wie beispielsweise die Oxoanionen von Arsen und Chrom sind gängige Biokohlen als Sorbenzien eher ungeeignet. Zur Behandlung von Mischkontaminationen wird jedoch an Verbundmaterialien gearbeitet, in welchen Biokohlen beispielsweise mit Dolomit vermischt

wird. Dabei kann Dolomit solche Oxoanionen binden, während die Biokohle Kationen und/oder organische Schadstoffe bindet.

Organische Schadstoffe

Insbesondere Biokohlen mit hohen **spezifischen Oberflächen und Porenvolumen** eignen sich gut für die Immobilisierung von organischen Schadstoffen. Entsprechend der IUPAC-Einteilung kann dabei zwischen Mikroporen (Porendurchmesser < 2 nm) und Mesoporen (Porendurchmesser 2 – 50 nm) unterschieden werden. Mikroporen sind dabei für die Sorption von niedermolekularen Schadstoffen wie beispielsweise Acenaphthen oder 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure relevante Sorptionsstellen. Für höhermolekulare Schadstoffe wie beispielsweise Methylenblau sind lediglich Mesoporen relevant. Die Methode der Gasphysorption kann hierbei für die Bestimmung von Porenvolumen bzw. spezifischen Oberflächen für die jeweiligen Porenräume verwendet werden. Die Messung mit Stickstoff (N₂) eignet sich für Mesoporen, wohingegen die Messung mit Kohlenstoffdioxid (CO₂) den Mikroporenraum erfassen kann [6]. Für ungeladene organische Schadstoffe nimmt des Weiteren die Sorption mit der Aromatizität der Biokohlen zu. Die Aromatizität kann mit dem elementaren Wasserstoff-Kohlenstoff Verhältnis (H/C) angenähert werden, wobei die Aromatizität für kleinere H/C Werte steigt. Kohlen für die Schadstoffimmobilisierung sollten hierbei ein molares **H/C Verhältnis < 0,7** aufweisen, um sicherzustellen, dass in der Biokohleproduktion eine ausreichende Karbonisierung für die Bildung der oben genannten aromatischen Strukturen erfolgt ist [3].

Im Allgemeinen ist festzuhalten, dass **höhere Pyrolysetemperaturen** in einem Anstieg der Aromatizität, der spezifischen Oberflächen und des Porenvolumens resultieren. Die Porengrößenverteilung der Biokohlen ist dabei stark vom Ausgangsmaterial abhängig, wobei Holz sich als gutes Ausgangsmaterial für mikroporöse Biokohlen erwiesen hat (Mittlere spezifische Oberflächen bei ca. 180 m²/g [3]). Biokohlen aus grasigen Biomassen (Mittlere spezifische Oberflächen bei ca. 60 m²/g [3]) und Gülle (Mittlere spezifische Oberflächen bei ca. 50 m²/g [3]) sind hingegen tendenziell weniger gut zur Immobilisierung von organischen Schadstoffen geeignet. Für ionisierbare organische Schadstoffe, welche in Abhängigkeit des pH-Wertes ihre Ladung ändern, sind die **Pufferkapazität sowie die Oberflächenladung** der Biokohle von besonderer Bedeutung.

Für die **Abschätzung der Sorption** organischer Schadstoffe an Biokohle wurden bereits verschiedene Modelle entwickelt. Solide Sorptionsvorhersagen konnten für ungeladene organische Schadstoffe wie beispielsweise PAK durch eine Kombination der Schadstoff Hydrophobität (KOW), Aromatizität (H/C) und spezifischer Oberfläche erreicht werden [7]. Für

Ionisierbare organische Schadstoffe gestaltet sich die Vorhersage hingegen komplizierter. Hier wurden unlängst künstliche Intelligenz basierte Ansätze entwickelt, welche ein wichtiger Schritt hin zu einer besseren Vorhersagbarkeit der Immobilisierung dieser sehr diversen Stoffgruppe mit zahlreichen Vertretern bei Pestiziden, Pharmazeutika sowie Industriechemikalien darstellt [8]. Für positiv geladene Schadstoffe ist hierbei die Kationenaustauschkapazität der Biokohle von besonderer Bedeutung, die bereits im Kontext der anorganischen Schadstoffe genannt wurde.

In der Praxis sind zur Vorhersage der Sorption in Biokohle-Bodengemischen ebenfalls weitere Untersuchungen nötig, da sich die Sorptionskapazität von Biokohlen in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften unterschiedlich verändern kann. Insbesondere der Tongehalt, der organische Kohlenstoffgehalt sowie der pH im Boden können hierbei die Leistungsfähigkeit der Biokohle verändern.

Literatur

- [1] H.-P. Schmidt et al., 'Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses', *GCB Bioenergy*, vol. 13, no. 11, pp. 1708–1730, 2021, doi: 10.1111/gcbb.12889.
- [2] N. Hagemann et al., 'Organic coating on biochar explains its nutrient retention and stimulation of soil fertility', *Nature Communications*, vol. 8, no. 1, pp. 1–11, 2017, doi: 10.1038/s41467-017-01123-0.
- [3] J. A. Ippolito et al., 'Feedstock choice, pyrolysis temperature and type influence biochar characteristics: a comprehensive meta-data analysis review', *Biochar*, Sep. 2020, doi: 10.1007/s42773-020-00067-x.
- [4] X. Zhu, X. Wang, and Y. S. Ok, 'The application of machine learning methods for prediction of metal sorption onto biochars', *Journal of Hazardous Materials*, vol. 378, p. 120727, Oct. 2019, doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.06.004.
- [5] E. Thomas, N. Borchard, C. Sarmiento, R. Atkinson, and B. Ladd, 'Key factors determining biochar sorption capacity for metal contaminants: a literature synthesis', *Biochar*, vol. 2, no. 2, pp. 151–163, Jun. 2020, doi: 10.1007/s42773-020-00053-3.
- [6] G. Sigmund, T. Hüffer, T. Hofmann, and M. Kah, 'Biochar total surface area and total pore volume determined by N₂ and CO₂ physisorption are strongly influenced by degassing temperature', *Science of the Total Environment*, vol. 580, pp. 770–775, 2017, doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.12.023.
- [7] S. E. Hale, H. P. H. Arp, D. Kupryianchyk, and G. Cornelissen, 'A synthesis of parameters related to the binding of neutral organic compounds to charcoal', *Chemosphere*, vol. 144, pp. 65–74, 2016, doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.08.047.
- [8] G. Sigmund, M. Gharasoo, T. Hüffer, and T. Hofmann, 'Deep Learning Neural Network Approach for Predicting the Sorption of Ionizable and Polar Organic Pollutants to a Wide

Range of Carbonaceous Materials', *Environ. Sci. Technol.*, vol. 54, no. 7, pp. 4583–4591, Apr. 2020, doi: 10.1021/acs.est.9b06287.

9. Schlussfolgerungen – Bewertung der Chancen und Risiken

Andreas Baumgarten; AGES – Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH

Franz Hölzl; Landwirtschaftskammer Oberösterreich

Gerhard Soja; AIT Austrian Institute of Technology GmbH; Universität für Bodenkultur Wien – Institut für Verfahrens- und Energietechnik; ÖBIKA – Österreichischer Verein für Biomasse-Karbonisierung

Innerhalb von 25 Jahren ist Biokohle vom exotischen Spezialthema einzelner im Amazonas-Urwald forschender Bodenwissenschaftler und -wissenschaftlerinnen zu einem globalen Fixpunkt von Forschung und Praxis in der Land-/Forstwirtschaft, Energietechnik, Werkstoffentwicklung und Klimawissenschaften geworden. Während in den ersten 15–20 Jahren der Anschein entstand, als würde die Praxis des Biokohle-Einsatzes der Forschung und den Regulierungen vorauslaufen, so hat ein exponentiell anschwellender Fluss von Forschungsergebnissen in den letzten 5–10 Jahren der Qualitätssicherung und den behördlichen Rahmenbedingungen eine breite Basis von Entscheidungsgrundlagen geliefert. Die aktuelle, 2022 in Kraft getretene Novellierung der EU-Düngemittelverordnung (VO (EU) 2019/1009) sowie die aktuelle Version 10.3 des European Biochar Certificate (EBC) von 2023 gewähren eine verlässliche Basis für einen risikofreien Einsatz von Biokohle-Produkten in der Landwirtschaft.

Dieser komprimierte Sachstands-Bericht zum Thema Biokohle zeigt das Potential für viele Vorteile bei der Anwendung im Boden: Ertragssteigerungen, Funktion als Nährstoff- und Wasserspeicher, Verbesserung der Rahmenbedingungen für Boden-Mikrobiologie und den Aufbau organischer Bodensubstanz, Reduktion der Stickstoffverluste als Lachgas oder durch Nitratauswaschung und Unterstützung bei der Kompostierung. Probleme, die bei Missachtung von Qualitätsrichtlinien für Produktion, Eigenschaften und Anwendung von Biokohle auftreten können, sind bei strikter Beachtung der Zertifizierungs-Richtlinien des EBC und von ÖNORM S2211 ausgeschlossen. Bei Beachtung der guten landwirtschaftlichen Praxis,

welche einen Ausgleich des C/N-Verhältnisses bei Ausbringung kohlenstoff-dominierter Bodenhilfsstoffe berücksichtigt, wird auch die Gefahr der Stickstoff-Konkurrenz zwischen Boden-Mikrobiologie, Pflanzenwurzeln und Biokohle vermieden.

Hinsichtlich Biokohle gibt es derzeit noch einigen Forschungsbedarf. Doch bedeutet das nicht, dass essenzielle Informationen über eine sichere Anwendung von Biokohle derzeit fehlen würden. Zahlreiche Feldversuche, welche teilweise bereits über 12 Versuchsjahre laufen, haben zur Identifikation der notwendigen Qualitätseigenschaften von Biokohle geführt, welche nachteilige Auswirkungen auf den Boden ausschließen. Weitere Forschungsanstrengungen haben primär die Beeinflussung von jenen Biokohle-Eigenschaften zum Ziel, welche eine optimierte Anwendungs-Effektivität bei spezifischen Einsatzzwecken erlauben. Neue Generationen von Biokohlen werden daher in Zukunft möglicherweise Karbonisate sein, welche aus aufbereiteten oder modifizierten Eingangsmaterialien oder aus einer Mischung unterschiedlicher Eingangsstoffe entstanden sind. Zukünftiger Forschungsbedarf besteht auch bei der Optimierung der Eigenschaften von Biokohlen pflanzlichen oder nicht-pflanzlichen Ursprungs, welche mit nicht-pyrolytischen Karbonisierungsverfahren hergestellt worden sind. Während die Biomasse-Vergasung und die Plasmalyse von Gasen bereits ihre Fähigkeit bewiesen haben, Kohle-Produkte in EBC-Qualität herstellen zu können, steht dieser Nachweis für Hydrokohlen bzw. andere Methanpyrolyse-Routen noch aus. Da die hydrothermale Karbonisierung jedoch im Rahmen der Nährstoff-Kreislaufwirtschaft noch enormes Potential haben könnte, wäre eine Prozess-Optimierung zur Produktion EBC-fähiger Hydrokohlen eine Forschungsaufgabe der Zukunft.

Die Wirtschaftlichkeit einer Biokohlen-Produktion wird umso eher gegeben sein, als der derzeitige Trend des Upscalings der Produktion ein Niveau erreicht, mit dem der steigenden Nachfrage des Marktes nachgekommen werden kann. Aber nicht nur billigere Produktionskosten, auch erhöhte Wertschöpfung durch einen Kohlenstoff-Senken Markt und die Möglichkeit der Wärme-Auskopplung zur Versorgung von Fernwärmenetzen oder für den betrieblichen Einsatz kann eine Biokohlenproduktion wirtschaftlicher machen. Dies ist auch unter dem aktuellen Aspekt der steigenden Energiepreise zu sehen, welche die technisch bereits vielfach gelöste Energie-Auskopplung bei Pyrolyse- oder Vergasungsreaktoren zu einem wirtschaftlichen Standbein von Biokohle-Produzent und Produzentinnen machen kann. Auch die steigenden Düngerpreise betonen die Bedeutung von Biokohlen als Nährstoffträger, Helfer bei der Reduktion von Stickstoffverlusten und als Stützen einer Nährstoff-Kreislaufwirtschaft. Eine Verringerung der Inputnotwendigkeit externer Produktionsmittel durch eine biokohle-gestützte Effizienzerhöhung des Nährstoffeinsatzes am Feld kann den betriebswirtschaftlichen Erfolg eines land-/forstwirtschaftlichen Betriebs verbes-

sern. Die positiven pflanzenbaulichen Effekte treten vorrangig bei stark saurer Bodenreaktion (pH 4 bis 5), auf leichten Böden und bei niedrigen Humusgehalten auf. Je günstiger die Bodenverhältnisse bereits sind, umso geringer fallen die positiven Wirkungen von Biokohle aus.

Biokohlen haben aber nicht nur Potential für die land-/forstwirtschaftliche Bodenverbesserung. Die Funktionen des Bodens als Produktionsstandort, Filter, Wasserspeicher und Lebensraum sollten auch in ihrer Bedeutung bei der Bekämpfung des Klimawandels gesehen werden. Der 6. Sachstandsbericht des Weltklimarates IPCC (2021/22) hat die bisherigen Befürchtungen bestätigt, dass der derzeitige Trend der Emissionsreduktionen die Erreichung von Netto-Null-Emissionen bis 2040/50 sowohl bei CO₂ als auch insgesamt bei Treibhausgas-Emissionen illusorisch erscheinen lässt. Das rückt die Notwendigkeit von CO₂-Entfernungstechnologien aus der Atmosphäre in den Vordergrund. Sie dürfen nicht länger als Option, sondern müssen als Notwendigkeit angesehen werden. Zu den in Frage kommenden und vom IPCC propagierten Technologien zählen sowohl die Anreicherung organischen Kohlenstoffs im Boden als auch der Einsatz von Biokohle.

Der IPCC stellt somit klar, dass auf den Beitrag von Biokohle zum Ausgleich der überschüssigen CO₂-Emissionen nicht verzichtet werden soll. Biokohle ist weder der einzige noch notwendigerweise der mengenmäßig größte Beitrag zur „Sanierung der Atmosphäre“. Der Beitrag ist aber auch nicht so klein, dass auf ihn verzichtet werden könnte. Für welchen Einsatzzweck Biokohle auch immer verwendet wird – die Rolle als CO₂-Senke ist ein für das Erdklima wichtiger Beitrag. Der Einsatz von Biokohle in der Land-/Forstwirtschaft, im Gartenbau oder in Baumaterialien zeugt von einem verantwortungsvollen Umgang mit den immer drängender werdenden Problemen der Erderwärmung, der Verfügbarkeit fruchtbaren Bodens und des Energienotstandes.

Tabellenverzeichnis

| | |
|---|----|
| Tabelle 1: Typische Prozessbedingungen und Ausbeuten an Hauptprodukten bei der Biomasse- Pyrolyse [Hartmann, Kaltschmitt 2016]..... | 14 |
| Tabelle 2: Übersicht der analytischen Parameter für Zulassung für EU-Düngemittelrecht. | 27 |
| Tabelle 3: Grenzwerte für Schwermetalle nach EBC-Zertifizierungsclassen, bezogen jeweils auf die Trockensubstanz (TS) der Pflanzenkohle. | 30 |
| Tabelle 4: Grenzwerte für PAK-Gehalte dürfen nicht überschritten werden..... | 31 |
| Tabelle 5: Grobschätzung des Biokohlenproduktionspotentials in Österreich..... | 38 |
| Tabelle 6: Ausgewählte Anwendungen von Biokohle (nach Schmidt et al., 2021b). | 40 |
| Tabelle 7:Überblick über befürchtete Risiken einer Biokohlenanwendung und dessen Vermeidungen bzw. Gegenmaßnahmen | 71 |

Abbildungsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Abbildung 1: Prozessstufen der thermochemischen Vergasung | 17 |
| Abbildung 2: Verfahren zur Pyrolyse von Methan. | 24 |
| Abbildung 3: Beispiel eines Betons mit negativem CO ₂ -Fußabdruck. Bildquelle: Tobias llg. | 67 |

Literaturverzeichnis

[1] Lehmann, J. and Joseph, S. (eds.): Biochar for Environmental Management. 2nd edition. Earthscan / Routledge, London, 2015.

[2] Haubold-Rosar, M. et al.: Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer «veränderter» Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden. Texte 04/2016. Umweltbundesamt, Dessau, 2016.

[3] EBC (2012-2022) 'European Biochar Certificate – Richtlinien für die Zertifizierung von Pflanzkohle', Ithaka Institute, Arbaz, Switzerland. <http://www.european-biochar.org>
Version 10.1G vom 10. Januar 2022

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft

Stubenring 1, 1010 Wien

bml.gv.at