

Pflanzenkohle in der Landwirtschaft

Hintergründe zur Düngertilassung und Potentialabklärung für die Schaffung von Kohlenstoff-Senken

Hans-Peter Schmidt¹, Nikolas Hagemann^{1,2}, Fredy Abächerli³, Jens Leifeld², Thomas Bucheli²

¹Foundation Ithaka Institute, Ancienne Eglise 9, 1974 Arbaz

²Agroscope, Reckenholzstrasse 191, 8046 Zürich

³MR Schweiz AG und Maschinenring Zuger Berggebiet, Heiterstalden 1, 6313 Edlibach

Zusammenfassung

Getrocknete pflanzliche Biomasse besteht etwa zur Hälfte aus Kohlenstoff, welche während der Wachstumsphase der Pflanze mittels Photosynthese aus der Atmosphäre entzogen wurde. Stirbt die Biomasse am Ende ihres Lebenszyklus ab, beginnt deren biologische Zersetzung, wobei der aufgenommene Kohlenstoff in Form von CO₂ in die Atmosphäre zurückkehrt. Um das zu verhindern, kann die Biomasse pyrolysiert, also unter Luftabschluss bei mindestens 400 °C thermisch behandelt werden. Dabei wird ein grosser Teil des pflanzlichen Kohlenstoffs in molekulare Strukturen gebunden, die über viele Jahrhunderte stabil in Böden oder Materialien verbleiben können. Das Produkt dieses Pyrolyseprozesses wird als Pflanzenkohle (PK) bezeichnet und wird als Möglichkeit angesehen, den anthropogenen Klimawandel zu begrenzen.

Pflanzenkohle wird insbesondere als Bodenverbesserer und Trägermatrix für Düngemittel, sowie als Futterzusatz, Stalleinstreu und Gülleadditiv verwendet. Seit einigen Jahren ergeben sich zudem neue Anwendungsfelder in der Bau- und Kunststoffindustrie sowie bei der Wasser- und Luftreinhaltung. So werden Biomasse und die daraus hergestellte PK zunehmend zu lukrativen landwirtschaftlichen (Neben-)Produkten, die nicht nur in der Landwirtschaft, sondern insbesondere auch in der Industrie und Umwelttechnik Einsatz finden. Allen Anwendungen ist gemein, dass die dafür eingesetzte PK nicht verbrannt wird. Der in der PK enthaltene und ursprünglich der Atmosphäre entzogene Kohlenstoff (C) bleibt damit langfristig als C-Senke im terrestrischen System gespeichert. Daher kommt der PK vermutlich

eine Schlüsselrolle bei der Begrenzung der globalen Klimaerwärmung und bei der Erreichung der schweizerischen Klimaziele zu.

In der vorliegenden Studie wird eine Einführung in die grundlegenden Materialeigenschaften gegeben, der aktuelle Forschungsstand im Bereich des landwirtschaftlichen Einsatzes zusammengefasst, eine Risikoabschätzung vorgenommen, das Klimapotential für die Schweiz evaluiert und die Rahmenbedingungen für die Zertifizierung von C-Senken vorgestellt.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Hintergrund und Zweck der Studie, Pflanzenkohle in der Schweiz	6
1. Definition und Herstellung von Pflanzenkohle	8
1.1 Zusammensetzung und Bestandteile von Pflanzenkohle	9
2. Anwendungen von Pflanzenkohle	11
3. Stand der Forschung im Bereich des landwirtschaftlichen Einsatzes von Pflanzenkohle	13
3.1 Historische Anmerkung zu den Applikationsmengen und -methoden	13
3.2 Metastudien zu landwirtschaftlich relevanten Wirkungen von Pflanzenkohle	16
3.3 Ertragssteigerung durch pflanzenkohle-basierte Düngung	17
3.4 Der Einsatz von Pflanzenkohle für Baumkulturen	22
3.5 Stimulation des Wurzelwachstums	23
3.6 Mikrobielle Biomasse: Mykorrhiza- und Knöllchenwachstum sowie N ₂ -Fixierungsleistung von Leguminosen bei Verwendung von purer Pflanzenkohle	24
3.7 Pflanzenverfügbares Bodenwasser und Schüttdichte	27
3.8 Aufbau organischer Bodensubstanz - Effekt von Pflanzenkohle auf das Priming von vorhandenem Bodenkohlenstoff	29
3.9 Pflanzenverfügbarer Phosphor und mineralischer Stickstoff	31
3.10 Reduzierte Aufnahme von Toxinen aus schwermetallbelasteten Böden	32
3.11 Veränderung der Methanflüsse zwischen Boden und Atmosphäre	33
3.12 Verringerung der N ₂ O-Emissionen und der Nitratauswaschung	36
3.13 Pflanzenkohle in der Kompostierung	37
3.14 Zusammenfassung der Metastudien	38
4. Das agronomische Potential von Pflanzenkohle in der Schweiz	41

4.1	Welches Potential weisen Schweizer Böden für eine effektiven Bodenverbesserung durch Pflanzenkohle auf?	41
4.2	Wie sollte die Pflanzenkohle für ein optimales Resultat eingesetzt werden?	44
4.3	Wie hoch ist die maximale Menge an Pflanzenkohle, die auf Böden ausgebracht werden kann, ohne die Umwelt zu gefährden? Welche Mengen an Pflanzenkohle sollen pro Flächeneinheit und Jahr maximal ausgebracht bzw. Kultursubstraten anteilig zugegeben werden?	44
4.4	Auf welchen Bodentypen erscheint die Ausbringung welcher Menge Pflanzenkohle als prioritär?	46
4.5	Über welche Verwertungspfade sollte der Eintrag erfolgen?	47
5.	Risiken und potentielle Langzeitfolgen	50
5.1	Konzentrierung von Schwermetallen	50
5.2	Auswaschung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK)	51
5.3	Immobilisierung von Pflanzenschutzmitteln	53
5.4	Veränderung der Bodenfauna	55
5.5	Zusammenfassung Schadstoffe und langfristige Wirkung	55
6.	Ausgangsstoffe zur Herstellung von Pflanzenkohle und deren Zulassung	57
7.	Biomassepotential für die Herstellung von Pflanzenkohle	60
8.	Das Klimapotentiale von Pflanzenkohle in der Schweiz	64
8.1.	Welches Potential haben Schweizer Böden für die C-Sequestrierung durch Pflanzenkohle, ohne die Bodenfruchtbarkeit zu gefährden?	64
8.2.	Welches weitere Einsparungspotential an landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen (insbesondere Lachgas und Methan) ergibt sich aus den verschiedenen Verwertungspfaden?	68
9.	Persistenz von Pflanzenkohle	69
10.	Zertifizierung von C-Senken	73
10.1	Grundlagen der C-Senken Zertifizierung	73
10.2	Definition des C-Senken Potentials von Pflanzenkohle	73

10.3	Verwendung und Handel des C-Senkenwerts durch akkreditierte Makler und Plattformen	75
10.4	Welche Ansätze werden international verfolgt und was ist das zu erwartende Marktvolumen?	78
10.5	Wie und mit welchem Aufwand kann eine C-Sequestrierung mittels Pflanzenkohle im Boden gemessen und damit nachgewiesen werden?	79
10.6	Wie kann eine klare Abgrenzung von der Zertifizierung anderer Formen der C- Sequestrierung vollzogen werden, um eine Doppelzertifizierung wirkungsvoll auszuschliessen?	79
11.	Literatur und Quellenangabe	82
A1.	EBC-Positivliste zulässiger Biomassen zur Herstellung von Pflanzenkohle	100

Hintergrund und Zweck der Studie - Pflanzenkohle in der Schweiz

Die Schweiz war das erste Land in Europa, das die Zulassung von Pflanzenkohle für den agronomischen Einsatz klar geregelt hat. Diese noch heute gültige Regelung umfasst klare Vorgaben hinsichtlich der Qualität der Pflanzenkohle, der Einhaltung von Schadstoffgrenzwerten, sowie Vorgaben zur nachhaltigen Herstellung und Anwendung. Dies erfolgte zunächst mittels einer vorläufigen Zulassung im Jahr 2011. Im Jahr 2013 wurde die vorläufige Zulassung durch die amtliche, bis heute gültige Zulassung von Pflanzenkohle als Bodenhilfsstoff nach Artikel 5 der Düngemittelverordnung ersetzt. Die Zulassung von Pflanzenkohle als Bodenhilfsstoff setzt die Zertifizierung der Pflanzenkohle nach dem European Biochar Certificate (EBC, 2012) und das Erreichen der Klasse EBC-AgroBio (bis 2019: EBC premium) voraus. Bisher gilt allerdings noch eine wesentliche Einschränkung im Vergleich zum European Biochar Certificate, da in der Schweiz nur Pflanzenkohle aus holzigen Biomassen für den landwirtschaftlichen Einsatz zugelassen ist.

Die vorliegende Studie dient unter anderem dazu, die Kriterien für die Zulassung der Anwendung von Pflanzenkohle im Boden auf Basis des aktuellen Stands der Forschung zu überprüfen. Besonderer Fokus liegt hierbei auf der Risikobewertung hinsichtlich von Schadstoffen (insbesondere Schwermetalle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe - PAK), möglichen langfristigen Wirkungen und Nebenwirkung in Abhängigkeit von der Aufwandsmenge und der Art der zur Herstellung der Pflanzenkohle verwendeten Biomassen.

Zum Erreichen der Klimaschutzziele der Schweiz genügt es bereits heute nicht mehr, nur die Emissionen von Treibhausgasen zu reduzieren, sondern es muss auch zeitnah damit begonnen werden, CO₂ aktiv aus der Atmosphäre zu entziehen und den entzogenen Kohlenstoff dauerhaft im terrestrischen System zu speichern. Die Kombination von landwirtschaftlicher Produktion von Biomasse und deren Pyrolyse mit nachfolgender Applikation von Pflanzenkohle in Böden und Materialien ist hierfür eine vielversprechende Methode. Im Unterschied zu den meisten anderen Technologien zur Schaffung von Kohlenstoffsinken (C-Senken) kann das Pyrogenic Carbon Capture and Storage (PyCCS, (Schmidt et al., 2019)) bereits heute angewendet werden.

Die vorliegende Studie dient daher des Weiteren dazu, das Klimapotential der Biomasse-Pyrolyse für die Schweiz zu bestimmen, die Kosten abzuschätzen und mögliche Risiken zu evaluieren.

Die Studie wurde im Auftrag des Schweizerischen Bundesamts für Landwirtschaft (BLW) erstellt. Die Resultate wurden mit Vertretern des BLW diskutiert. Kommentare des Auftraggebers wurden für die Erstellung der finalen Version einbezogen. Gleichwohl gibt die Studie ausschliesslich die Sicht der Autoren und nicht die des Auftraggebers wieder.

1. Definition und Herstellung von Pflanzenkohle

Pflanzenkohle ist ein poröses, kohlenstoffhaltiges Material, das durch Pyrolyse aus klar definierten, pflanzlichen Biomassen hergestellt und so angewendet wird, dass der enthaltene Kohlenstoff langfristig und klimarelevant als C-Senke gespeichert bleibt oder in industriellen Fertigungsprozessen fossilen Kohlenstoff ersetzt.

So definiert das Europäische Pflanzenkohle-Zertifikat (EBC-Zertifikat / European Biochar Certificate, EBC, 2012) Pflanzenkohle in seiner aktuellen Version von 2020. Pflanzenkohle wird durch *Pyrolyse* von Biomasse hergestellt, d.h. durch eine thermische Konversion, die in der Regel

- unter weitgehendem Ausschluss von elementarem Sauerstoff,
- mit Verweilzeiten in der Größenordnung von Minuten bis Stunden (langsame Pyrolyse),
- bei atmosphärischem Druck, und
- bei Temperaturen von mindestens 400 °C

abläuft (Lehmann and Joseph, 2015). Dieser Prozess wird in der deutschen Fachliteratur teilweise auch als thermische Karbonisierung bezeichnet (Quicker and Weber, 2016). Durch Variation der Prozessparameter Temperatur, Aufheizrate, Verweilzeit, (Rest-)Gehalte an Sauerstoff oder anderen Oxidationsmitteln (Dampf), ergeben sich fließende Übergänge zur Holzvergasung, Flash-Pyrolyse (Erzeugung von Bio-Öl), physikalischen Aktivierung (Herstellung von Aktivkohle) und zur Torrefizierung (Rösten).

Vereinzelte wird neben Pflanzenkohle auch der veraltete Begriff Biokohle als wörtliche Übersetzung des englischen Biochar verwendet. Da es sich allerdings nicht notwendigerweise um ein Produkt aus dem zertifiziert biologischen Anbau (Bioprodukt) handelt, wird seit 2011 für alle nicht energetisch genutzten Pyrolysekohlen einheitlich der Begriff Pflanzenkohle verwendet (Schmidt, 2011). Produkte der hydrothermalen Karbonisierung (HTC-Kohle oder Hydrokohle) werden nicht zu den Pflanzenkohlen gezählt. Biomasse-Vergasung hingegen wird als ein Spezialfall von Pyrolyse angesehen und kann, wenn sie für die Herstellung von Pflanzenkohle optimiert ist, qualitativ hochwertige und entsprechend auch EBC-zertifizierbare Pflanzenkohle erzeugen.

Bei der Pyrolyse von Biomasse entsteht neben der Pflanzenkohle noch ein kondensierbares (d.h. bei Raumtemperatur flüssiges) Nebenprodukt, das Pyrolyse-Öl, sowie das nicht kondensierbare Pyrolyse-Gas. Beide Nebenprodukte werden in den meisten Anlagen durch direkte

Verbrennung energetisch verwertet. Durch die energetische Verwertung können zwar fossile Treibstoffe ersetzt werden, da aber trotzdem CO₂ emittiert wird, mindert es das C-Senken-Potential der Technologie, da der ursprünglich durch die Photosynthese aufgenommene Kohlenstoff nicht vollständig in einer C-Senke sequestriert wird. Um das C-Senken-Potential zu steigern, müssten die Pyrolyseprodukte möglichst vollständig für Materialien, für geologische Senken oder bei thermischer Nutzung in Kombination mit Abscheidung und Speicherung des CO₂ aus dem Abgas (carbon capture and storage – CCS) verwendet werden.

Es kann davon ausgegangen werden, dass Pyrolyseöle in Zukunft insbesondere als Rohstoff für die chemische Industrie verwendet werden und damit fossilen Kohlenstoff ersetzen (Schmidt et al., 2018). Das Pyrolysegas könnte zu höherwertigen Treibstoffen verarbeitet und als temporärer Energiespeicher genutzt werden. Auch kann Wasserstoff aus dem Pyrolysegas gewonnen werden. Diese Ansätze bedürfen noch erheblicher Entwicklungsarbeit und Investitionen, haben aber ein hohes Potential für die Bioökonomie und die Schaffung von Kohlenstoff-Senken. Gerade der Einsatz der Pyrolyse als Schlüsseltechnologie zur Erzeugung von Negativemissionen ist auf eine Erhöhung der C-Effizienz angewiesen, d.h. ein möglichst hoher Anteil des Kohlenstoffs der labilen Biomasse muss in eine dauerhafte Form überführt werden. Dies wird am besten dann erreicht, wenn sämtliche, zumindest aber die festen und flüssigen Pyrolyseprodukte so verwendet werden, dass deren Kohlenstoff nicht wieder in die Atmosphäre gelangt (Werner et al., 2018).

1.2 Zusammensetzung und Bestandteile von Pflanzenkohle

Pflanzenkohle weist optisch noch die gleiche Struktur auf wie ihr Ausgangsmaterial (z.B. sind die Jahresringe von Bäumen noch sichtbar; Abb. 1), doch die chemischen Eigenschaften sind grundlegend verändert (Lehmann and Joseph, 2015).

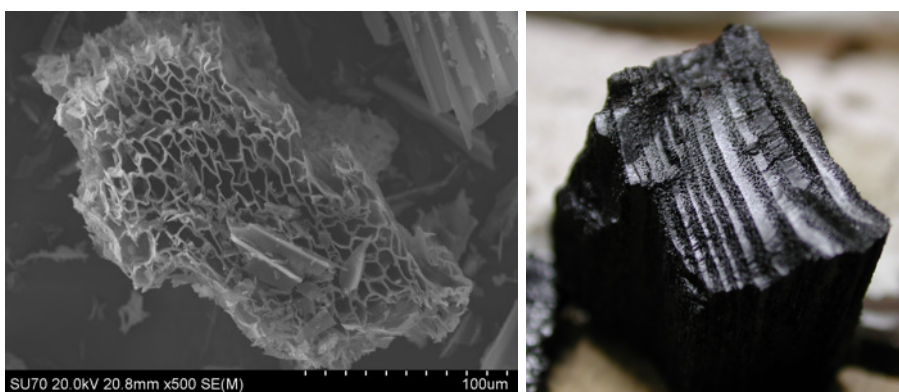


Abb. 1: Aufnahme eines Stücks Pflanzenkohle aus Fichtenholz mittels Elektronenmikroskops in 500facher Vergrößerung (links) und unvergrößert (rechts).

Charakteristisch ist der hohe Kohlenstoff-Gehalt, der zunächst vom Ausgangsmaterial abhängt und mit steigender Temperatur und längerer Verweilzeit im Pyrolysereaktor zunimmt. Pflanzenkohlen aus holzigen Ausgangsmaterialien weisen 70-90% Kohlenstoff auf, Pflanzenkohlen aus Stroh, Laub, Getreidespelzen, Trester und ähnlichen Materialien 40-60% Kohlenstoff. Daneben enthält Pflanzenkohle mit steigender Pyrolyseintensität (erzielt durch höhere Pyrolysetemperatur, stärkere Durchmischung der Biomasse im Reaktor und/oder längere Verweilzeit) sinkende Gehalte an Stickstoff, Sauerstoff, Wasserstoff und Schwefel. Weitere Mineralstoffe der ursprünglichen Biomasse, einschliesslich der Nährstoffe Kalium, Phosphor und Magnesium, aber auch die meisten Schwermetalle, bleiben nahezu vollständig in der Pflanzenkohle erhalten. Da ein Teil der strukturbildenden chemischen Elemente (C, H, N, O) in die Gasphase übergeht, kommt es mit steigender Pyrolyseintensität zu steigenden Mineralstoffgehalten. Diese Mineralstoffe sind aber nur begrenzt löslich und eingeschränkt pflanzenverfügbar.

Das in Pflanzenkohle enthaltende Kalium ist etwa zur Hälfte schnell pflanzenverfügbar und wird danach nur langsam, über mehrere Jahre freigesetzt (Angst and Sohi, 2013). Enthält die Biomasse organische Schadstoffe oder Verunreinigungen wie Antibiotika, Viren oder Pflanzenschutzmittel, werden diese durch Pyrolyse bei hinreichender Intensität zerstört oder in die Gasphase ausgetrieben, sodass sie in geeigneten Anlagen anschliessend verbrannt werden, wie es zum Beispiel bei der Pyrolyse von Klärschlämmen nachgewiesen wurde (Dai et al., 2018; Ross et al., 2016).

Während der Pyrolyse werden organische Schadstoffe in Form von PAK gebildet. Sie entstehen nicht primär im Feststoff, sondern in der Gasphase und werden entweder direkt im Reaktor wieder zerstört oder mit der Gasphase von der Pflanzenkohle getrennt und verbrannt (Fagernäs et al., 2012). Bei ungeeigneter Prozessführung (übermässige Abkühlung der Pyrolysegase in Anwesenheit von Pflanzenkohle) können sich PAK aber auf und in der Pflanzenkohle absetzen. Daher ist eine sorgfältige Kontrolle der Prozessführung und regelmässige Analytik der Pflanzenkohle unablässig für die Sicherstellung der Pflanzenkohlequalität. Den Autoren ist bislang kein Fall einer nennenswerten Bildung von Dioxinen, PCB oder Furanen während des Pyrolyseprozess, mit entsprechender Kontamination des Produktes bekannt. Die vorhandene Datenlage ist aber mager, und daher sollten Ausgangsmaterialien mit hohem Chlorgehalt vermieden bzw. mit einem engmaschigen Monitoring der entstehenden Pflanzenkohlen überwacht werden (Bucheli et al., 2015).

2. Anwendungen für Pflanzenkohle

Pflanzenkohle ist ein vielfältiges Material, dass in zahlreichen Anwendungen, Produkten und Materialien Mehrwert generieren kann. In einer Dokumentation von 2012 wurden 55 verschiedene Anwendungen von Pflanzenkohle vorgeschlagen (Schmidt, 2012), von denen eine Auswahl in Tabelle 1 als Übersicht dargestellt ist.

Es ist zu beachten, dass nicht jede Pflanzenkohle für jede Anwendung geeignet ist, denn je nach Ausgangsmaterial und Prozessbedingungen weist Pflanzenkohle unterschiedliche Eigenschaften auf. Bisher konzentriert sich der Markt noch klar auf die Landwirtschaft, z.B. zur Herstellung von hochwertigen Komposten (Hagemann et al., 2018a; Kammann et al., 2016), Güllezusätzen (Kammann et al., 2017b), PK-basierten Düngern (Schmidt et al., 2017; Ye et al., 2020) sowie in der Tierhaltung als Futtermittelzusatz und Stalleinstreu (Schmidt et al., 2019). Grösster Wachstumsmarkt in der Schweiz ist zur Zeit der Einsatz von Pflanzenkohle in Substraten für Stadtbäume. Stadtbäume sind eine wichtige Massnahme zur Anpassung von Städten an den Klimawandel, da Bäume helfen, Städte zu kühlen, Staubbelastungen zu reduzieren und Niederschlagswasser bei Extremwetterereignissen abzuführen (Churkina, 2016). Gleichzeitig stellen gerade die häufigeren und ausgeprägten Hitzesommer Stadtbäume vor grosse Herausforderungen, die mittels PK-basierten Wurzelsubstraten wirkungsvoll gemindert werden können. Die Stadt Stockholm ist hier Vorreiter beim Einsatz von Substraten aus definiertem Steinbruch, Kompost und Pflanzenkohle, die bei korrektem Einbau das Überleben der Bäume auch unter extremen Bedingungen ermöglichen kann (Embren, 2016). In diesem Kontext wurden auch in der Schweiz bereits eine Reihe erfolgreicher Stadtbaum Projekte unter Verwendung von ko-kompostierter PK zum Beispiel am Zürcher Sechseläuten-Platz, auf der Plaine de Plainpalais in Genf sowie in Basel realisiert.

Tabelle 1: Ausgewählte Anwendungen von Pflanzkohle (Schmidt, 2012). Je nach Anwendung sind unterschiedliche Eigenschaften der PK relevant, die entsprechend zu analysieren und zu überwachen sind.

Anwendungs-be-reich	Anwendung	Funktion
Boden	Träger für Dünger	Bedarfsgerechte Freisetzung von Nährstoffen, Vermeidung von Auswaschungen
	Additiv in Kompost und Gülle	Verringerung von Nährstoffverluste und THG-Emissionen, höhere Wasserspeicherung und biologische Aktivität
	Bestandteil von Substraten für Stadtbäume	Wasser- und Nährstoffspeicher in gut drainiertem System mit schnellem Abfluss von Niederschlagswasser, Filter von Strassenabwässer
Tierhaltung	Additiv in der Silage	Stabilisierung der Fermentation des Futtermittels, Bindung von Pflanzenschutzmitteln und bestimmten Mykotoxinen
	Futterzusatz	Verbesserung des Tierwohl, v.a. für Milchvieh; zahlreiche Praxisberichte zu besserer Milchqualität (geringer Zellzahlen in der Milch) und geringeren Tierarztkosten vorhanden
	Einstreu	Verbessertes Stallklima, Vorbeugen von Entzündungen an Ballen oder Krallen
Umwelttechnik	Abwasserreinigung	Verbesserte Entwässerung von Klärschlamm
	Abwasserreinigung	Als aktivierte Pflanzkohle zum Ersatz von herkömmlicher Aktivkohle in der erweiterten Abwasserreinigung zur Spurenstoff-Elimination («4. Stufe der ARA»)
	Kontaminierte Böden	Bindung von organischen Schadstoffen.
Energietechnik	Biogasanlagen	Erhöhung des spezifischen Gasertrags (mehr Gas bei gleichem Input) und Stabilisierung der Biogas-Prozesse
	Elektroden	Ausgangsmaterial zur Herstellung von Elektroden für verschiedene Anwendungen
Werkstoffe	Betonfertigteile, Beton-Pflastersteine	Additiv zur Verbesserung der mechanischen Eigenschaften, gerade beim Einsatz suboptimaler Sand-Qualitäten. Sandersatz.
	Putz für Innenwände	Isolation, besseres Raumklima durch Feuchtigkeitsregulation,
	Obstverpackungen	Sorption von Ethylen, um Überreifung zu vermeiden oder zu verzögern
	Leitfähige Kunststoffe	Leitfähigkeit verschiedener Anwendungen verbessern, Ersatz von Russ.
	Verbundstoffe	Erhöhung von Zugfestigkeit und Wärmekapazität, Strahlenschutz

3. Stand der Forschung im Bereich des landwirtschaftlichen Einsatzes von Pflanzenkohle

3.1 Anmerkung zu den historischen Applikationsmengen und -methoden

In den Anfangsjahren der Pflanzenkohleforschung wurden bei Feld- und Topfversuchen sehr grosse Mengen PK appliziert. In der Regel waren dies pro Hektar über 10 Tonnen und häufig sogar 30 bis 100 Tonnen. Die grossen Eintragsmengen erklärten sich vor allem daraus, dass in den traditionellen Terra Preta Böden in Brasilien (Abb. 2), aber auch in Norddeutschland, Australien, Zentralafrika sowie verschiedenen anderen Orten, wo es ebenfalls historische Terra Preta Böden gibt (Wiedner and Glaser, 2015), hohe Mengen an pyrogenen Kohlenstoffen von meist über 100 t ha⁻¹ nachgewiesen wurden (Glaser, 2007). Es konnte allerdings nie glaubhaft gezeigt werden, dass zu historischer Zeit diese grossen Mengen Pflanzenkohle mit einer einzigen Applikation in den Boden eingebracht worden sind. Nach heutigem Verständnis müssen die hohen Pflanzenkohle-Konzentrationen in den Terra Preta Böden über einen Zeitraum von mehreren Jahrhunderten aufgebaut worden sein (Kern et al., 2019). Hierbei war die traditionell hergestellte PK offenbar Teil eines organischen Stoffstrommanagements, wobei PK mit Essensresten, lokal vorhandenen Biomassen und menschlichen wie tierischen Fäkalien kompostiert oder fermentiert wurden (Glaser and Birk, 2012). Die Zugabe von Pflanzenkohle half dabei, die Nährstoffverluste zu minimieren, die biologische Aktivität zu erhöhen und damit die Substrate schneller zu hygienisieren sowie Geruchsbelastungen zu verhindern (Bezerra et al., 2019; Frausin et al., 2014). Nach der Einbringung in den Boden sorgten diese PK-basierten Substrate offenbar für eine verstärkte Komplexbildung und damit für Bodenaufbau und Bildung von organischer Bodensubstanz (OBS) (Kammann et al., 2016; Kern et al., 2019). Die dunkle bis schwarze Farbe der Terra-Preta-Bodenprofile stammt daher auch weniger von der Pflanzenkohle an sich, sondern von der starken Akkumulation des organischen Kohlenstoffs (Kern et al., 2019). Die Genese der historischen Terra Preta ist trotz zahlreicher wissenschaftlicher Veröffentlichungen jedoch noch längst nicht abschliessend geklärt, und die Diskussion ist nach wie vor von mehr oder weniger plausiblen Hypothesen (wie die oben dargestellte) geprägt. Eine kürzlich erschienene Studie von Silva et al. (2021) vermutet aufgrund von Isotopenverhältnisse zweier Spurenelemente sowie der Radiokarbondatierung von feinen Kohlepartikeln, dass der Kohlenstoff und die Nährstoffe der Terra Preta aus alluvialen Ablagerungen stammen (von Flüssen erzeugte Schwemmböden), und zwar schon mehrere tausend Jahre vor den frühesten Nachweisen landwirtschaftlicher Bodenbewirtschaftung in der Region. Damit wäre die menschliche Besiedelung nicht Ursache, sondern offenbar Folge der hohen Bodenfruchtbarkeit

der Terra Preta. Aus der Genese der Terra Preta lässt sich folglich kein hinreichend belastbares Konzept ableiten, welches auf die moderne Landwirtschaft übertragen werden könnte.

Gleichwohl wird die landwirtschaftliche Nutzung von Pflanzenkohle in der westlichen Welt bereits im 19. Jahrhundert, lange vor der Entdeckung der Terra Preta in zeitgenössischen Lehrbüchern als gängige Praxis beschrieben (z.B. in Allen, 1846). Auch kann aus zahlreichen Studien (z.B. Solomon et al., 2016; Wiedner et al., 2014) zur Genese von historischen, anthropogenen Schwarzerden (eng. Anthropogenic dark earths - ADE) in anderen Teilen der Welt geschlussfolgert werden, dass Pflanzenkohle vor dem Zeitalter synthetischer Düngemittel wohl vor allem Teil eines umfassenden Stoffstrommanagements war. Die Verknennung dieser Tatsache hatte anfangs dazu geführt, dass sowohl die Bildung von Terra Preta, als auch ihre Fruchtbarkeit allein der Pflanzenkohle zugeschrieben wurde, und nicht dem Zusammenspiel von PK und anderen organischen Additiven mit der Biogeochemie des Bodens. Aus diesem Grund wurden im ersten Jahrzehnt der modernen Pflanzenkohleforschung nicht nur grosse Mengen Pflanzenkohle eingesetzt, sondern diese auch produktionsfrisch, also ohne vorherige Aufbereitung mit Nährstoffen, organischer Substanz und/oder Mikroorganismen verwendet. Dies ist auch der Grund dafür, dass in ersten Metastudien zum agronomischen Einsatz von Pflanzenkohle nur Publikationen aufgenommen werden konnten, in denen pure Pflanzenkohle in grossen Mengen homogen im Boden verteilt wurde (Biederman and Harpole, 2013; Crane-Droesch et al., 2013; Jeffery et al., 2017, 2015, 2011). Diese frühen Metastudien ergaben durchweg signifikante Ertragszunahmen von im Schnitt über 20% in tropischen, hochgradig verwitterten und sauren Böden, wohingegen Feldversuche auf eher fruchtbaren Böden in den gemässigten Klimazonen oft keine signifikanten Ertragszuwächse zeigten. Es wurden dabei allerdings auch keine negativen Auswirkungen selbst grosser Mengen Pflanzenkohle auf Ertrag, Böden (z.B. OBS, Infiltration, Kationenaustauschkapazität - CEC, Wasserhaltekapazität, Aggregatsstabilität) oder Ökosystem (z.B. Nährstoffauswaschung, Treibhausgasemissionen, Biodiversität) nachgewiesen.



Abb. 2: Berühmteste Terra Preta Fundstelle im Amazonas. Links ein typischer tropischer Ferralsol und rechts das Profil eines nahegelegenen Terra Preta Bodens. Die schwarze Farbe stammt weniger von den Anteilen pyrogenen Kohlenstoffs (Pflanzenkohle), sondern vor allem von den höheren Gehalten an organischer Bodensubstanz, welche sich durch die Anwesenheit pyrogener Kohlenstoffe akkumulieren konnte. Der Anteil an Pflanzenkohle im abgebildeten Terra Preta Boden beträgt mehr als 100 t/ha. Die Pflanzenkohle wurde offenbar über mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte zusammen mit organischen Reststoffen eingebracht. (Bilder: Bruno Glaser)

Seit etwa 2015 setzen sich vermehrt neue Methoden der Pflanzenkohle-Anwendung durch. Genauer charakterisierte Pflanzenkohle wird nun vermehrt in Kombination mit Düngemitteln verwendet und neue Applikationstechniken setzen diese PK-Produkte gezielter in geringeren, dafür aber in jährlich wiederholten Applikationsmengen von 0,5 – 2 t (Trockensubstanz - TS) pro Hektar ein. Dazu kann u.a. die sogenannte konzentrierte Wurzelzonenapplikation angewendet werden, bei der PK-Produkte punkt- oder streifenförmig unterhalb eines Samens oder eines Setzlings eingebracht wird.

Um dieser und weiteren neuen Entwicklungen der sich sehr dynamisch entwickelnden Pflanzenkohle-Forschung gerecht zu werden, fassen wir im Folgenden den aktuellen Stand der Wissenschaft mit der Auswertung von 30 Metaanalysen zur Wirkung und Anwendung von Pflanzenkohle zusammen (Tab. 2). Wir denken, so am besten und zuverlässigsten den Stand der agronomischen Pflanzenkohle-Forschung wiederzugeben.

Tab. 2: Zusammenfassung der besprochenen 30 Metaanalysen von Pflanzkohle-Wirkungen auf agro-nomisch relevante Parameter. Siehe auch Abb. 12.

Kap.	Untersuchte Pflanzkohle Wirkung	Anzahl der ausgewerteten Studien	Anzahl der ausgewerteten Datensätze	Mittlere Zunahme des untersuchten Effekts	Quellenangabe	Kommentar
3.1	Ertrag in tropischer Landwirtschaft	62	527	25%	Jeffery et al., 2017	Nur reine Pflanzkohle-Applikation (ohne Düngerapplikation)
3.1	Ertrag in temperierter Landwirtschaft	44	598	n.s.	Jeffery et al., 2017	Nur reine Pflanzkohle-Applikation (ohne Düngerapplikation)
3.3	Ertrag pflanzkohle-basierte Düngung	56	264	15%	Ye et al., 2020	Verglichen zur Volldüngung
3.3	Ertrag	129	546	21%	Zhang et al., 2020	
3.3	Landwirtschaftliche Produktivität	153	1254	16%	Dai et al., 2020	
3.13	Ertrag durch Ko-Kompostierung	14	k.A.	40%	Wang et al., 2019	
3.5	Wurzelwachstum	136	2108	32%	Xiang et al., 2017	
3.4	Baumwachstum	17	k.A.	46%	Thomas & Gale, 2015	36 Baumarten
3.6	Mikrobielle Biomasse	50	395	18%	Liu et al., 2015	
3.6	Mikrobielle Biomasse	72	964	22%	Pokharel et al., 2020	
3.6	Enzym Aktivität	72	964	23% (urease)	Pokharel et al., 2020	Keine der 12 untersuchten Enzym-Aktivitäten wurde durch Biochar reduziert
3.6	Mikrobielle Aktivität und funktionelle Diversität	49	265	20% Bakterien; 19% Pilze	Zhang et al., 2018	Verschiebung der funktionellen Zusammensetzung, siehe Abb. im Text
3.6	Mikrobielle Biomasse	97	1073	25%	Zhou et al., 2017	
3.6	N-Fixierung von Leguminosen	4	25	63%	Liu et al., 2018	
3.8	Bodenkohlenstoff (SOC)	50	395	40%	Liu et al., 2015	
3.8	Negatives Priming	27	1170	40%	Ding et al., 2018	
3.10	Reduktion der Schwermetallaufnahme	97	1813	32% (Cd), 49% (Pb), 64% (Cr)	Peng et al., 2018	Ebendfalls Reduktion von Cu, Zn, Ni und Mn Aufnahme, aber nicht As
3.11	Methanemission von Schwemmböden	42	189	-13%	Jeffery et al., 2016	keine signifikanten Unterschiede für Nichtschwemmböden
3.11	Methanemissionen		204	15%	Zhang et al., 2020	Zunahme v.a. nach 3 Monaten
3.13	N ₂ O-Emissionsreduktion	88	608	38% gesamt; 46% bei Kombination mit Dünger	Borchard et al., 2019	
3.13	THG-Emissionen	129	204 (CH ₄) - 444 (N ₂ O + Ertrag)	+15% CH ₄ ; --38% N ₂ O; +21% Ertrag	Zhang et al., 2020	
3.9	Nitratauswaschung	88	120	30%	Borchard et al., 2019	
3.5	Photosynthese-Leistung	74	347	27%	He et al., 2020	C3-Pflanzen zeigen höhere Effekte als C4-Pflanzen
3.7	Wassernutzungseffizienz von Pflanzen	74	347	27%	He et al., 2020	C3-Pflanzen zeigen höhere Effekte als C4-Pflanzen
3.7	Wasserspeicherkapazität (AWC)	34	74	15% (AWC); 25% (gesättigte hydraulische Leitfähigkeit)	Omondi et al., 2016	
3.7	Wassernutzungseffizienz von Pflanzen	43	284	19%	Gao et al., 2020	
3.7	Pflanzenverfügbares Bodenwasser	82	176	45% (grobstrukturierte), 21% (mittelschwere), 14% (feinstrukturierte Böden)	Razzaghi et al., 2020	Schüttdichte wird um durchschnittlich 9% gesenkt.
3.9	Pflanzenverfügbare Phosphor	70	k.A.	45%	Gao et al., 2019	Oft negative Ergebnisse in den ersten 6 Monaten, danach positiv
3.9	Reduktion der N-Verluste bei Kompostierung	114	532	30%	Zhao et al., 2020	Die ausgewerteten Studien beziehen sich auf N-Verlust in der Kompostierung im Allgemeinen, nur ein Teil der Studien enthielt Pflanzkohle
3.9	NH ₃ -Verlust	41	144	n.s.	Sha et al., 2019	Große Schwankungen zwischen positiven und negativen Auswirkung auf NH ₃ je nach Boden- und Pflanzkohletyp.

3.2 Metastudien zu landwirtschaftlich relevanten Wirkungen von Pflanzkohle

Mit über 14.800 wissenschaftlichen Veröffentlichungen zum Thema Biochar (Web of Science, siehe Abb. 3) liegen inzwischen genügend vergleichbare Daten vor, um Metaanalysen zu verschiedenen Eigenschaften, Effekten und Einsatzbereichen von Pflanzkohle durchzuführen. Die hier ausgewerteten Metastudien seit 2015 erlauben eine gute Einschätzung, welche agro-nomischen Wirkungen bei einem Einsatz in der schweizerischen Landwirtschaft erwartet

werden können, mit welchen möglichen Nebenwirkungen gerechnet werden muss, und inwiefern der Einsatz auch wirtschaftlichen Nutzen verspricht. Insofern der bei weitem überwiegende Teil der in den Metaanalysen ausgewerteten Studien nicht aus der Schweiz stammen, ist gleichwohl eine gewisse Vorsicht bei der Übertragung der Ergebnisse auf den landwirtschaftlichen Kontext der Schweiz angebracht.

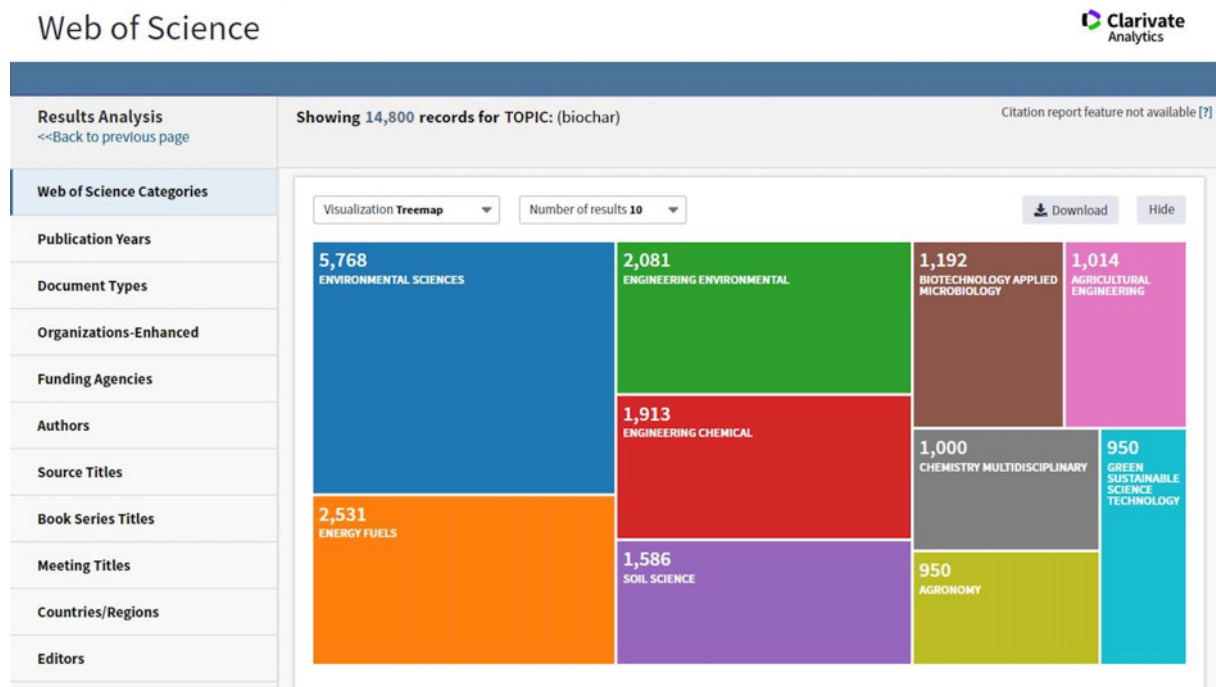


Abb. 3: Ergebnisse der Suchabfrage nach wissenschaftlichen Veröffentlichungen mit dem Stichwort «Biochar». Die Zahlen in den farbigen Kästen geben an, wie viele wissenschaftlichen Veröffentlichungen zum jeweils darunter angegebenen Themengebiet publiziert wurden. Tag der Abfrage: 20.10.2020.

3.3 Ertragssteigerung durch pflanzenkohle-basierte Düngung

Erst ab 2015 erschienen vermehrt Studien über Topf- und Feldversuche, bei denen die Pflanzkohle zunächst mit Nährstoffen beladen wurde und dann in niedriger Dosierung in die Wurzelzone von Pflanzen eingebracht wurde. Bei dieser Methode wird in der Regel eine bei höherer Temperatur (ca. 600 – 750 °C) hergestellte Pflanzkohle so mit gelösten Nährstoffen gemischt, dass die nährstoffreiche Lösung komplett vom Porensystem der Pflanzkohle aufgesaugt wird. Je nach Art der Pflanzkohle beträgt das Mischungsverhältnis von Pflanzkohle und Nährstofflösung etwa 1:1 (vol) (Schmidt et al., 2017).

Als Nährstofflösung wurden bisher vor allem organische Lösungen und Suspensionen wie zum Beispiel Rinderurin (Schmidt et al., 2015), Biogasgülle (Glaser et al., 2014), Presswasser aus der Tofuherstellung (Barber et al., 2018), aber auch Kompostextrakte (Kammann et al., 2015) oder sonstige kommerzielle Flüssigdünger eingesetzt. Auch synthetische und mineralische

Dünger können verwendet werden. Diese werden entweder ebenfalls in flüssiger Form von der Porenstruktur der PK aufgenommen oder sie werden in Form von gut löslichen Granulatdüngern erst nach der Wurzelapplikation der PK oberflächlich auf den Boden ausgebracht, um dann mittels Regenwassers durch die Bodenstruktur in die PK zu perkolieren. PK wirkt hierbei vor allem als Trägermatrix für Nährstoffe, vermindert deren Auswaschung und verbessert die mikrobiell gesteuerte Aufnahme der Nährstoffe sowie den dabei stattfindenden Ladungsausgleich zwischen Wurzel und Boden (Schmidt et al., 2017).

Die Verwendung von gelösten organischen Nährstoffen hat in einer Reihe von Versuchen sogar bessere Wachstumserfolge als die Beladung mit mineralischen Nährstoffen ergeben (Schmidt et al., 2017). Dies wird unter anderem damit erklärt, dass es durch die Imprägnierung mit organischen, also C-reichen Lösungen und Suspensionen zu einer sogenannten organischen Beschichtung (eng. organic coating) der inneren Oberflächen der Pflanzenkohle kommt. Die organische Beschichtung im inneren der Kohlestruktur führen zu einer erhöhten Nährstoffaustauschkapazität sowohl für Kationen wie Ammonium und Magnesium oder Kalium als auch für Anionen wie Phosphat und Nitrat (Hagemann et al., 2017; Joseph et al., 2017).

Die Kombination und damit deutliche Effizienzsteigerung von organischen Düngern mit Pflanzenkohle ist eine vielversprechende Perspektive insbesondere für die biologische Landwirtschaft. Zudem sind Kombinationen von organischen und synthetisch-mineralischen Düngern möglich, womit insgesamt eine gleiche oder höhere Düngemittelleffizienz erzielt werden kann, insgesamt aber die eingesetzte Menge an synthetischen Düngern reduziert und damit die negativen Umweltauswirkungen vermindert werden könnten.

In einer im Jahre 2020 erschienen Metastudie wurden erstmals wissenschaftliche Publikationen ausgewertet, bei denen ausschliesslich die Wirkung der Kombination von Pflanzenkohle und Düngern untersucht wurde (Ye et al., 2020). Die Autoren konnten so zeigen, dass Pflanzenkohle nicht nur ein Hilfsmittel für tropische Böden ist, sondern, wenn richtig eingesetzt, auch in gemässigten Klimaten zu signifikanten Erntezunahmen gegenüber Kontrollen führt, die bereits nach bester bekannter Praxis gedüngt wurden. Im Vergleich zur Düngung mit gleicher Nährstoffmenge ohne Pflanzenkohle führte die Applikation der Pflanzenkohle-Dünger zu einem durchschnittlichen Mehrertrag von 15%. Die PK-Aufwandmengen lagen dabei deutlich unter 10 t ha^{-1} , es wurden Studien aus allen Klimaten einbezogen. Die höchsten Ertragszuwächse wurden in den ausgewerteten Studien nicht mit Pflanzenkohlen aus Holz, sondern jenen aus Stroh und anderen eher ligninarmen, mineralreichen Biomassen erzielt.

Bestätigt sich diese durchschnittliche Ertragssteigerung in optimierten Landwirtschaftssystemen auch für Schweizer Böden, wäre dies für die meisten Kulturen durchaus auch wirtschaftlich relevant. Die Resultate sind statistisch recht robust abgesichert, auch wenn für die Auswertung nur 56 wissenschaftliche Veröffentlichungen mit insgesamt 264 Datensätzen herangezogen werden konnten und fast alle Studien nur Laufzeiten von unter vier Jahren hatten. Es ist zudem davon auszugehen, dass durch die systematische und kulturspezifische Untersuchung der folgenden Fragen die PK-basierte Düngung noch weiter optimiert werden kann:

- Optimale Ausbringungsform (homogenes Einpflügen, streifenweise Einbringung, Injektion, als Suspension in der Tröpfchenbewässerung, etc.)
- Mischung von Pflanzenkohle und Dünger (separate Ausbringung, Flüssigmischung, Feststoffmischung, Partikelgrösse, etc.)
- Art der Pflanzenkohle und mögliche Vorbehandlung (Wahl des Ausgangsmaterials und der Pyrolysebedingungen, Dampfbehandlung, Kompostierung, Fermentierung, Ansäuerung, etc.)

Mit solcherart spezifisch für den Anwendungszweck entwickelten Pflanzenkohle-Düngern ist zu erwarten, dass sich auch in der breiten Anwendung positive Effekte auf den Ertrag erzielen lassen, oder dass durch Anwendung von Pflanzenkohle in Hohertragssystemen die Aufwandsmengen an Düngemitteln bei gleichbleibendem Ertrag reduziert werden können. Der letztgenannte Aspekt war jedoch bisher kaum Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen.

Im Jahr 2020 sind unabhängig voneinander zwei weitere Metaanalysen zur Ertragsentwicklung infolge von Pflanzenkohle-Applikationen publiziert worden. Zhang et al. (2020) wertete 129 Studien (444 Datensätze) aus, die in drei Klimazonen und 38 Ländern durchgeführt worden waren. Der durchschnittliche Ertragszuwachs betrug 21% und war unabhängig von der Klimazone. Pflanzenkohle, die aus Stroh und Ernterückständen hergestellt wurden, steigerte den Ernteertrag um 18% bzw. 22% und verringerte Treibhausgasemissionen um 35% bzw. 48%. Das zeigt nochmal deutlich, dass keineswegs nur Pflanzenkohle aus holzigen Biomassen für den landwirtschaftlichen Einsatz zugelassen werden sollte. Leider wurde in der Untersuchung nicht zwischen Versuchen unterschieden, die mit Pflanzenkohle-Dünger bzw. mit ungedüngter Applikation von Pflanzenkohle ausgeführt wurden; Düngung wurde nicht einmal als Faktor erwähnt. Des Weiteren ist zu beachten, dass zwar in Südost-Asien und allgemein im tropischen Gürtel die Ernterückstände nur wenig genutzt und meist im Feld verbrannt werden, gerade in der Schweiz aber bereits in umfassenden Nutzungsszenarien eingegliedert sind, so dass hier

eine gewisse Nutzungskonkurrenz vorliegt. Diese müssen im Einzelfall geprüft und möglicherweise durch synergetische Ansätze aufgelöst werden.

Die bisher deutlich grösste und umfassendste Metastudie von Dai et al. (2020) wertete 1254 gepaarte Datensätze aus 153 Publikationen aus, die bis November 2017 erschienen waren. Leider wurde auch hier nicht dezidiert zwischen Pflanzenkohle-Applikationen mit Dünger und solchen ohne Dünger unterschieden. Unabhängig von der Pflanzenkohlequalität und den Bodenbedingungen errechneten die Autoren eine mittlere Ertragszunahme von 16%. Die Variabilität der Daten war allerdings sehr hoch und reichte von -32% bis +974%. Diese Variabilität haben die Autoren genauer untersucht und in Abhängigkeit von bestimmten Pflanzenkohle- und Bodeneigenschaften dargestellt.

Wie in Abb. 4 dargestellt, deuten die Ergebnisse der Metaanalyse darauf hin, dass in alkalischen Böden die durch Pflanzenkohle induzierten Veränderungen des Gehalts an organischer Bodensubstanz, der elektrischen Leitfähigkeit, des C/N-Verhältnis und der Kationenaustauschkapazität (CEC), die Hauptursachen für die Ertragssteigerung waren (siehe auch: Liu et al., 2019; Luo et al., 2017; Zhang et al., 2018). Bei den Pflanzenkohle-Eigenschaften hingegen sind, wie in Abb. 5 dargestellt, vor allem der pH-Wert der Pflanzenkohle (Optimum bei pH 7-8), ihr Gehalt an Mineralstoffen («Aschegehalt») (> 25%), ihre Schüttdichte (< 0.3 kg/l), sowie ihr C/N-Verhältnis von entscheidender Bedeutung für die erzielten Ertragssteigerungen. Diese Ergebnisse sprechen dafür, dass Pflanzenkohlen aus Ernteresten und Stroh, aber auch Pyrolysate aus Mist grössere Ertragseffekte als Pflanzenkohle aus holzigen Biomassen haben, zumindest dann, wenn sie nicht mit Düngemitteln beladen werden. Hinsichtlich der Bodenparameter erzielt die Pflanzenkohle-Applikation vor allem in sandigen, sauren (pH < 6) Böden mit niedriger Kationenaustauschkapazität sowie höheren Stickstoffgehalten die besten Resultate.

Dai et al. (2020) schlussfolgern, dass die Ertragssteigerung insbesondere auf die kombinierte Anwendung von Pflanzenkohle und N-Düngemittel zurückzuführen ist, auch wenn dies nicht dezidiert in der Metastudie untersucht wurde. Durch die Veröffentlichungen von Aller et al. (2018) (2018), Dietrich et al. (2020), Schmidt et al. (2017) wurde dies bestätigt.

Verschiedenen Berichten zufolge werden in China bereits in industriellem Massstab PK-basierte Dünger produziert. Laut Meng et al. (2019) wurden 2017 bereits 200.000 t PK-basierte Dünger auf über 200.000 ha in Nordost-China angewendet. Dies ist auch die Erklärung dafür,

dass die meisten wissenschaftlichen Veröffentlichungen zu dieser die landwirtschaftliche Produktivität am stärksten steigernden Pflanzenkohle-Methode aus China und Südostasien kommen.

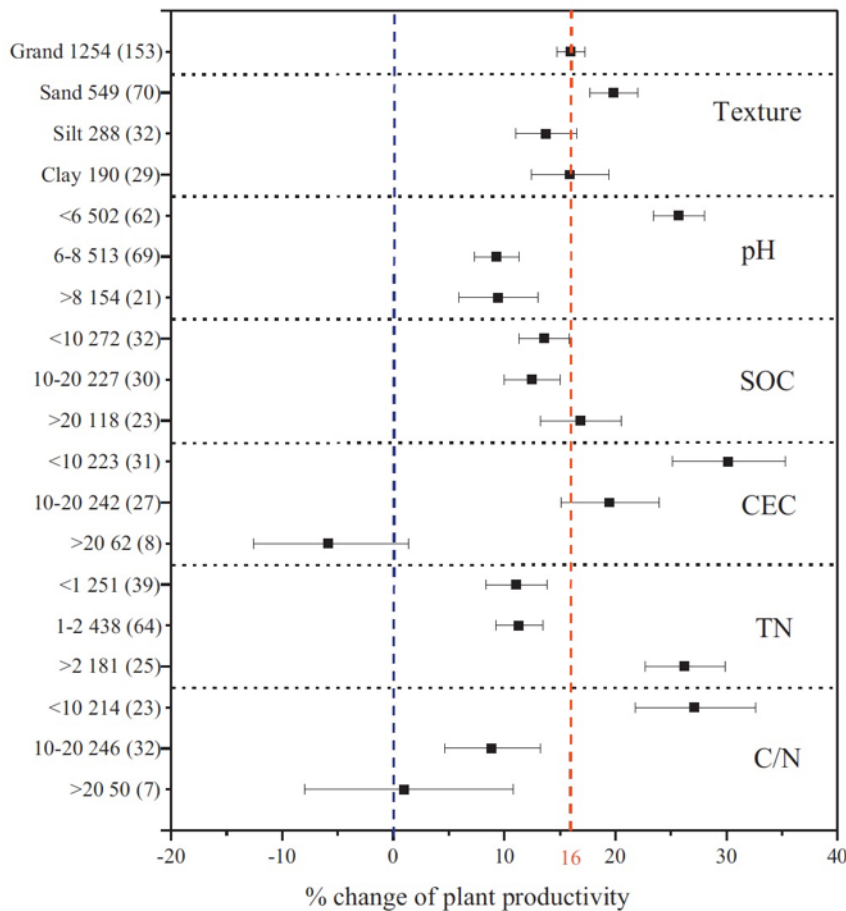


Abb. 4: Wirkung von Pflanzenkohle auf die Pflanzenproduktivität, kategorisiert nach Bodeneigenschaften. Die Symbole zeigen die mittlere prozentuale Veränderung der Pflanzenproduktivität im Vergleich zur Kontrolle mit 95%-Vertrauensintervallen an. Die y-Achse zeigt die verschiedenen Gruppen, die entsprechend nach Bodeneigenschaften kategorisiert sind. Die Zahlen hinter der Gruppenbezeichnung geben die Menge der paarweisen Vergleiche (ohne Klammern) und die Anzahl der ausgewerteten Studien (mit Klammern) an. Die rot gepunktete Linie zeigt die mittlere prozentuale Veränderung der Pflanzenproduktivität als Reaktion auf die Zugabe von Pflanzenkohle über alle Studien hinweg. SOC: organischer Kohlenstoff im Boden; CEC: Kationenaustauschkapazität; TN: Gesamt-N-Gehalt. Übernommen von (Dai et al., 2020).

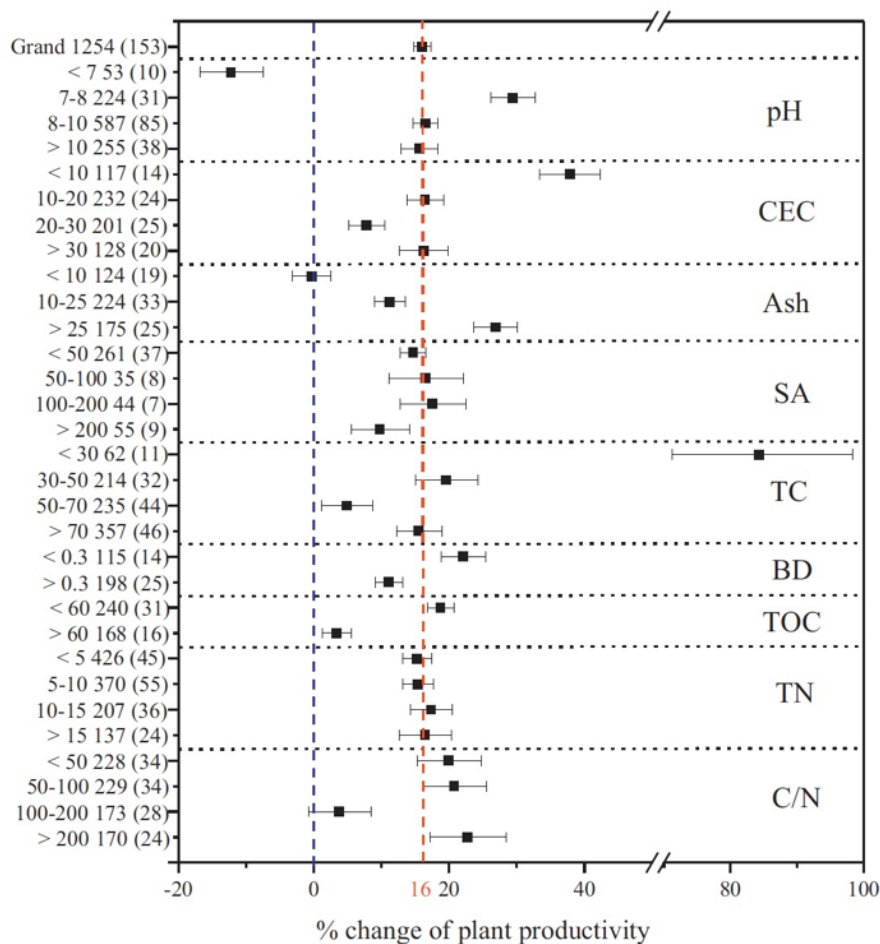


Abb. 5: Wirkung von Pflanzenkohle auf die Pflanzenproduktivität, kategorisiert nach Eigenschaften der Pflanzenkohle. Symbole geben die mittlere prozentuale Veränderung der Pflanzenproduktivität relativ zur Kontrolle mit 95% Konfidenzintervallen an. Die y-Achse zeigt die Gruppen, die entsprechend nach den Eigenschaften der Pflanzenkohle kategorisiert sind. Die Zahlen hinter der Gruppenbezeichnung geben die Menge der paarweisen Vergleiche (ohne Klammern) und die Anzahl der Studien an, in denen diese paarweisen Vergleiche gefunden wurden (mit Klammern). Die rot gepunktete Linie zeigt die mittlere prozentuale Veränderung der Pflanzenproduktivität in Abhängigkeit von der Zugabe von Pflanzenkohle, über alle Studien hinweg. CEC: Kationenaustauschkapazität; SA: Oberfläche; TC: Gesamtkohlenstoff; BD: Schüttdichte; TOC: gesamter organischer Kohlenstoffgehalt; TN: gesamter N-Gehalt. Übernommen von (Dai et al., 2020).

3.4 Der Einsatz von Pflanzenkohle für Baumkulturen

Eine Metaanalyse von Thomas und Gale (2015) untersuchte, wie Bäume auf die Einbringung von Pflanzenkohle reagierten. Hierbei ist zu beachten, dass die Pflanzenkohle bei Baumbehandlungen nicht homogen in den Kulturboden eingemischt, sondern gezielt im Bereich der Wurzeln ausgebracht werden. Also anders als in Feldversuchen, wie sie in den oben besprochenen Metaanalysen ausgewertet wurden. Bei Baumpflanzungen wird das Pflanzenkohlesubstrat in das Pflanzloch gegeben. Bei jungen oder ausgewachsenen Bäumen hingegen wird es entweder im Oberboden der Baumscheibe oder in Löchern oder Furchen im Umkreis des Baumkronenradius appliziert. Diese Applikationsweise ist ähnlich der, wie sie für die PK-basierte Düngung auch

in Feldkulturen empfohlen wird, und, wie oben beschrieben, die bisher besten Resultate aufweist. Die Metaanalyse aus 17 wissenschaftlichen Veröffentlichungen, die 36 Baumarten abdeckten, zeigte eine mittlere Zunahme des Baumwachstums von 41% in den Varianten mit Pflanzenkohle verglichen zur Kontrolle ohne Pflanzenkohle. Die Wachstumszunahme waren in frühen Wachstumsstadien besonders ausgeprägt, in tropischen stärker als in gemässigten Klimaten und bei Angiospermen mehr als bei Nadelbäumen, aber für alle Baumarten in allen Klimazonen signifikant.

3.5 Stimulation des Wurzelwachstums

Xiang et al., (2017) führten eine umfassende Metastudie zu den Effekten von Pflanzenkohle auf das Wachstum und die Morphologie von verschiedenen Wurzel-Parametern durch. In 136 publizierten Studien mit 2108 gepaarten Datensätzen steigerte Pflanzenkohle die Wurzelbiomasse von Pflanzen um durchschnittlich +32% und die Wurzeloberfläche bzw. spezifische Wurzellänge um +39% bzw. +52%, ebenso die Anzahl von Wurzelspitzen (+17%) und die Anzahl von Knöllchen bei Leguminosen (+25%). Diese Steigerungen in Gegenwart von Pflanzenkohle fielen bei einjährigen Nutzpflanzen höher aus als bei perennierenden (mehrjährigen) Pflanzen, ebenso waren sie bei Leguminosen signifikant höher als bei Nicht-Leguminosen. Im Mittel war die N-Konzentration in den Wurzeln nicht erhöht, die P-Konzentration jedoch um +20% höher. Bei der Auswertung der Effekte der Pflanzenkohle zeigte sich, dass die Pyrolysebedingungen (insbesondere Pyrolysetemperatur und Verweildauer) eine grössere Rolle spielte als die verwendeten Ausgangsmaterialien. Insgesamt zeigte diese Metastudie, dass Pflanzenkohle im Mittel das Wurzelwachstum (v.a. das Wurzellängenwachstum und die Verzweigung) und daher das Aneignungsvermögen v.a. für Phosphor steigerte. Wurzeln sind insbesondere auch durch ihre Absonderung von Exsudaten für die Bildung von organischer Bodensubstanz relevant (Kätterer et al., 2011; Lehmann et al., 2020; Rasse et al., 2005; Sokol et al., 2019). Daher ist dieser deutliche Effekt der Pflanzenkohle auch hinsichtlich ihrer möglichen Klimawirkung durch Förderung des Bodenaufbaus von grosser Bedeutung.

Die Stimulation des Wurzelwachstum und die Begünstigung der morphologischen Entwicklung von Wurzeln, einschliesslich der verstärkten Bildung von Wurzelbiomasse, Wurzelvolumen, Oberfläche, Wurzeldichte und Wurzellänge führt zu verbesserter Nährstoff- und Wasseraufnahme und damit indirekt zur Steigerung der Photosyntheseleistung und damit des allgemeinen Pflanzenwachstums (Bruun et al., 2014; Makoto et al., 2010). He und Kollegen ermittelten in

einer 2020 erschienen Metastudie mit 347 Datensätzen aus 74 Publikationen, dass Pflanzenkohle-Applikationen die Photosyntheseleistung und Wassernutzungseffizienz um jeweils 27% steigerten. Bemerkenswerterweise zeigte sich bei C3-Pflanzen, die 95% der globalen Nutzpflanzenarten umfassen, ein deutlich höhere Wirkung auf die Photosyntheseleistung (+32,2%) als bei C4-Pflanzen (7,3%) wie Mais, Zuckerrohr, Miscanthus und Hirse (He et al., 2020). Erklärt wird diese spezifische Wirkung insbesondere damit, dass C4-Pflanzen ohnehin eine höhere Wassernutzungs- und damit Nährstoffaufnahmeeffizienz haben, so dass dies nur in gewissen Fällen die entscheidende Limitierung für das Pflanzenwachstum darstellt. C4-Pflanzen gelten im Allgemeinen als stressresistenter, was für die Theorie spricht, dass Pflanzenkohle-Applikationen insbesondere bei limitierenden Umweltfaktoren das Pflanzenwachstum verbessern (Wasser- und/oder Nährstoffmangel, Salz- und/oder Schwermetallstress, akzentuiert im Allgemeinen durch degradierte, OBS-arme Böden).

3.6 Mikrobielle Biomasse: Mykorrhiza- und Knöllchenwachstum sowie N₂-Fixierungsleistung von Leguminosen bei Verwendung von purer Pflanzenkohle

In einer Metastudie von 2016, in der 50 Studien mit 395 Datensätzen analysiert wurden, konnte gezeigt werden, dass in gedüngten oder vegetationsbewachsenen Böden zu einer Steigerung der mikrobiellen Biomasse in Gegenwart von Pflanzenkohle kam. Über alle Studien hinweg betrug diese Zunahme $+36\% \pm 0.9\%$ (Liu et al., 2016). Die Zunahme der mikrobiellen Biomasse korrelierte zudem mit einer Zunahme des nicht PK-bürtigen Bodenkohlenstoffs von 52% ($\pm 1.8\%$) und zwar vor allem in alkalischen mittelschweren Böden (siehe Abb. 6). Eine Erhöhung der mikrobiellen Biomasse und/oder der mikrobiellen Aktivität in landwirtschaftlichen Böden wird im Allgemeinen als erstrebenswert angesehen, da dies einen höheren Stoffumsatz ermöglicht, d.h. dass z.B. Erntereste schneller abgebaut werden und so das Recycling von Nährstoffen schneller abläuft. In der Regel wird dadurch das Pflanzenwachstum gesteigert, was wiederum zu einem höheren Eintrag von organischer Substanz in den Boden führt, was die mikrobielle Aktivität steigert, eine positive Rückkopplungsschleife (Desie et al., 2020).

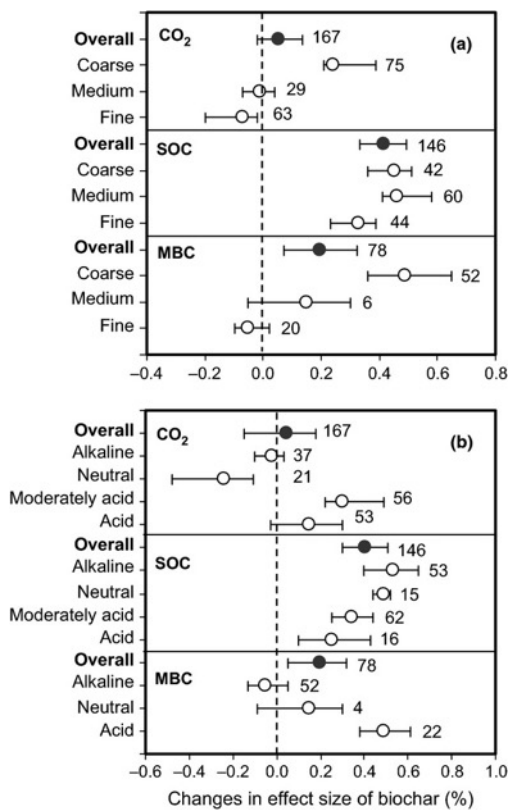


Abb. 6: Reaktion der Kohlendioxidemissionen (CO₂) des Bodens als indirekten Hinweis auf mikrobielle Aktivität, des organischen Kohlenstoffs im Boden (SOC) und des Kohlenstoffs aus mikrobieller Biomasse (MBC) in Abhängigkeit von (a) Bodenstruktur und (b) Boden-pH in Bezug auf den Einsatz von Pflanzenkohle als Bodenzusatz. (Liu et al., 2016)

In einer weiteren Metastudie, die Veröffentlichungen bis 2015 analysierte, betrug die Zunahme der mikrobiellen Biomasse durch Pflanzenkohle 25% (Zhou et al., 2017). Trotz dieser signifikanten Resultate ist gleichwohl zu beachten, dass beide Metastudien hauptsächlich auf Feldstudien in Asien basieren. Die Effekte hinsichtlich der Zunahme des Bodenkohlenstoffgehaltes wurden sowohl für saure als auch für alkalische Böden beobachtet (Abb. 7). Hinsichtlich der mikrobiellen Biomasse gab es nur auf sauren und neutralen Böden signifikante Zuwächse, nicht aber auf alkalischen (Abb. 7).

Nach einer 2020 publizierten Metastudie, die 964 Datensätze aus 72 Veröffentlichungen einbezog, erhöhte Pflanzenkohle die mikrobielle Aktivität von Böden um durchschnittliche 22% und steigerte die Aktivität von Enzymen wie Urease, Phosphatase und Dehydrogenase um 23%, 25% bzw. 20%. Keines der 12 untersuchten Enzyme wurde durch die Applikation von Pflanzenkohle negativ beeinflusst (Pokharel et al., 2020). Die grössten Effekte wurden in sauren (pH < 6,5), OBS-armen (C < 2%, TN < 0,2%) und feintexturierten Böden erzielt. Der allgemein positive Einfluss auf die biologische und die enzymatische Aktivität bestätigt die Untersuchungen einer zwei Jahre zuvor erschienenen Metastudie, die insbesondere die Auswirkung der Pflanzenkohle-Applikation auf das Verhältnis von Bodenpilzen zu Bakterien (+ 6,4%) untersuchte (Zhang et al., 2018). Ein erhöhtes Pilz/Bakterien-Verhältnis verweist darauf, dass der

Abbau insbesondere von ligninreicheren Biomassen und die durch Pilze vermittelte N-Mineralisierung eine effizientere Nährstoffaufnahme der Pflanzen ermöglichen und so das Pflanzenwachstum fördern (Luo et al., 2017). Die durchschnittlichen, über alle Versuche hinweg berechneten Verschiebungen der funktionellen Biodiversität sind signifikant, erscheinen aber als eher niedrig. Von besonderem Interesse ist es daher, aus den 265 Datensätzen der ausgewerteten 49 Publikationen die spezifischen Wirkungen verschiedener Typen von Pflanzenkohlen in verschiedenen Böden zu betrachten. So führt, wie in Abb. 7 zusammenfassend dargestellt, z.B. die Applikation von Pflanzenkohle in sauren Böden und in Böden mit niedrigem Gehalt an OBS zu den stärksten Verschiebungen des Pilz/Bakterien-Verhältnis (38%). Über alle Studien hinweg erhöhte die Zugabe von Pflanzenkohle die Abundanz (Anzahl) der gesamten Bodenmikroorganismen (Gesamt-PLFA), Bakterien, Pilze, Actinomyceten, grampositive Bakterien und gramnegative Bakterien signifikant um 8%, 20%, 19%, 9%, 11% bzw. 13%. Die erhöhte mikrobielle Bodenbiomasse und Aktivitäten fördern den Ab-, Um und Aufbau der organischen Substanz und deren Mineralisierung und damit die Nährstoffversorgung von Pflanzen.

In einer Metastudie zu Veränderungen des N-Kreislaufs (208 Studien) in Folge von Pflanzenkohle-Applikationen werteten Liu et al. (2018) unter anderem auch 4 Studien mit 25 Datensätzen bezüglich der Effekte von Pflanzenkohle auf die Stimulation der Stickstofffixierung von Leguminosen aus. Die mittlere Steigerung der biologischen N-Fixierung betrug +63%. Die signifikant höhere N-Fixierung wurde damit erklärt, dass Mikroorganismen (v.a. Rhizobien) stimuliert wurden, der pH-Wert des Bodens zunahm, die Nährstoffversorgung insbesondere mit P, K, Mo, B verbessert und die Wurzelknöllchenbildung stimuliert wurde. Die Ergebnisse zur Zunahme der Wurzelbiomasse, der mikrobiellen Biomasse und der N-Fixierung decken sich mit den Ergebnissen der in Kapitel 3.8 beschriebenen Metastudie zu PK-induzierten Aufbau organischer Bodensubstanz (Ding et al., 2018).

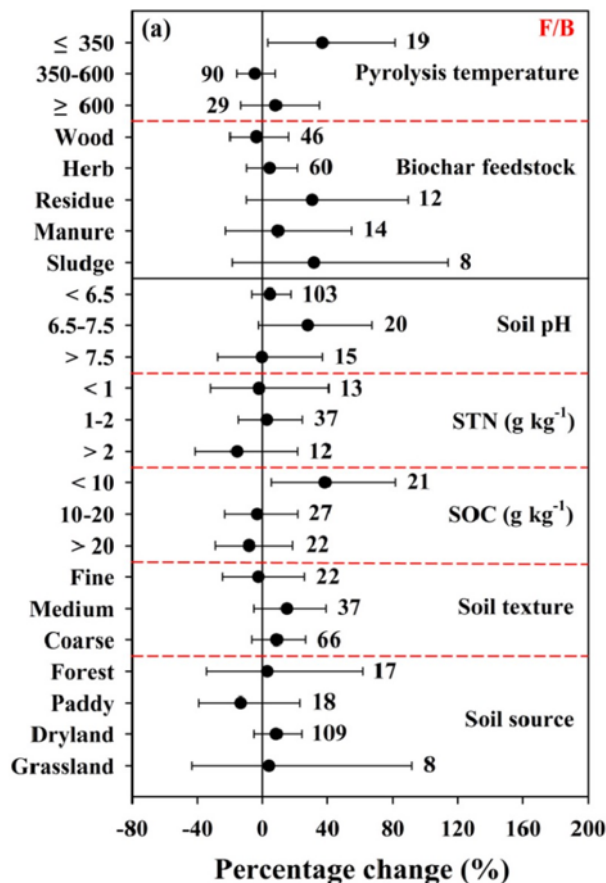


Abb. 7: Auswirkungen der Zugabe von Pflanzenkohle auf das Verhältnis von Bodenpilzen zu Bakterien (F/B) unter verschiedenen Pflanzenkohle-Merkmalen und Bodeneigenschaften. Die Balken stellen die 95%-Konfidenzintervalle dar, und die Anzahl der Datenpaare wird rechts der Balken angezeigt. Grafik übernommen von (Zhang et al., 2018).

3.7 Physikalische Bodenparameter und Wassernutzungseffizienz von Pflanzen

Eine Metastudie von Razzaghi et al. (2020) widmete sich der Wirkung von Pflanzenkohle auf die Veränderung der Schüttdichte verschiedener Böden sowie auf die Zunahme pflanzenverfügbaren Wassers. Hierfür wurden 82 Publikationen mit insgesamt 176 Datensätzen ausgewertet. Der Mittelwert der sich über alle Experimente hinweg ergebenden Abnahme der Schüttdichte der Böden betrug 9% und lag für sämtliche Boden- und Pflanzenkohletypen in der gleichen Größenordnung. Hinsichtlich des pflanzlich verfügbaren Wassers (Wasserpotential - 1500 kPa) unterschieden sich die Ergebnisse für die verschiedenen Bodentypen hingegen sehr deutlich. In grobkörnigen Böden nahm das verfügbare Wasser um 47%, in mittelnkörnigen Böden um 9% zu und in feinkörnigen Böden hatte die Pflanzenkohle keinen signifikanten Effekt. Eine agronomisch positive Wirkung auf die Wasserverfügbarkeit zeigte sich also vor allem in grobkörnigen Böden. Dieser Effekt wird daher auch insbesondere bei der Pflanzung von Stadtbäumen in absichtlich grobkörnigen Substraten genutzt. Insgesamt ist zu bemerken, dass die Wasserspeicherkapazität von Pflanzenkohle je nach Porenstruktur und Oberflächenchemie zwischen weniger als 50% und mehr als 500% schwanken kann (EBC-Zertifikatsanalysen, Ithaka-

Institut), was neben der Bodenstruktur den grössten Einfluss auf die Beeinflussung der Wasserhaltefähigkeit von pflanzenkohlehaltigen Böden hat.

Die Resultate bestätigen die Ergebnisse einer bereits 2015 durchgeführten Metastudie (Omondi et al., 2016), bei der im Durchschnitt die Schüttdichte des Bodens signifikant um 7,6% verringert wurde, während die Bodenporosität signifikant um 8,4%, die Aggregatstabilität um 8,2%, die verfügbare Wasserspeicherkapazität (AWC) um 15,1% und die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit um 25,2% zunahmen. Damit wiesen die Böden eine bessere Struktur auf, und vermochten auch bei Starkniederschlägen ausreichend Wasser aufzunehmen.

Die Metastudie von Gao et al. (2020) ergab eine signifikante Zunahme der Pflanzen-Wassernutzungseffizienz von durchschnittlich 19% sowie der Blatt-Wassernutzungseffizienz von 20% (Abb. 8), d.h. die Pflanzen konnten mehr fixierten Kohlenstoff je Einheit transpirierten Wassers produzieren. Die Autoren fanden jedoch in den 43 ausgewerteten Publikationen mit 284 Datensätzen eine sehr hohe Variabilität der Veränderung der Wassernutzungseffizienz zwischen –36 und +313%, was auf eine Reihe unterschiedlicher Faktoren wie pH, C- und K-Gehalt der Pflanzenkohle sowie die Applikationsmenge (< 20 t/ha) zurückgeführt wurde. Um diese unterschiedlichen Parameter statistisch hinreichend gut identifizieren zu können, waren die einzelnen Datensätze jedoch zu gering und zu wenig standardisiert.

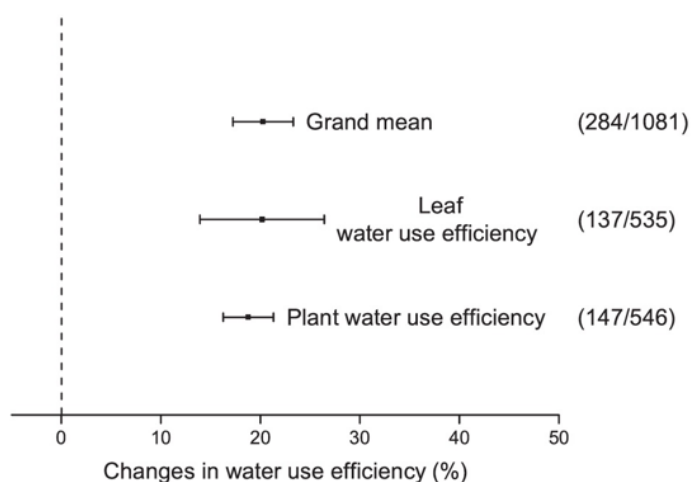


Abb. 8: Durchschnittliche prozentuale Veränderung von Blatt- und Pflanzenwassernutzungseffizienz als Reaktion auf die Anwendung von Pflanzenkohle. Punkte stehen für den mittleren Effekt, und Balken repräsentieren 95 % Konfidenzintervalle. Die Zahlen in Klammern in der rechten Spalte zeigen die Anzahl der Datenpaare (links) und die Gesamtzahl der Wiederholungen (rechts) für jede Analyse an (Gao et al., 2020).

Insgesamt kann festgehalten werden, dass PK die Wasserhaltekapazität von Böden und die Wassernutzungseffizienz von Pflanzen signifikant erhöhen kann. Der mögliche agronomische Nutzen, insbesondere bei niedrigen Applikationsmengen von 0,5 – 2 Tonnen pro Hektar und

Jahr sowie bei guten Bodentexturen, wie sie in der Schweiz aufgrund des Tongehalts vorherrschen, ist jedoch eher als gering einzuschätzen. Mit der konzentrierten Wurzelzonenapplikation, wie es bei der PK-basierten Düngung empfohlen wird, kann allerdings gerade dort für eine höhere Wasserverfügbarkeit gesorgt werden, wo es für eine junge Pflanze notwendig ist. Auch lässt sich mit höherer Feuchtigkeit im Wurzelbereich die Kapazität der kapillaren Pumpe (Barghi, 2018), welche Wasser aus tieferen Bodenschichten in die Wurzelzone transportiert, verbessern. Bereits eine um 20% höhere Feuchtigkeit in der Wurzelzone könnte über diesen bisher noch wenig untersuchten Effekt für eine bessere Wasser- und Nährstoffversorgung der Pflanzen sorgen.

3.8 Aufbau organischer Bodensubstanz - Effekt von Pflanzenkohle auf das Priming von vorhandenem Bodenkohlenstoff

Zu Beginn der Pflanzenkohle-Forschung bestand die Befürchtung, dass der Einsatz von Biochar zu *positivem Priming* von bereits vorhandenem Bodenkohlenstoff führen könnte. Als positives Priming bezeichnet man einen beschleunigten Abbau der schon vorhandenen organischen Bodensubstanz (OBS) durch den Eintrag neuer organischer Substanz (OS). Dieser Effekt kann dadurch erklärt werden, dass die neue OS die mikrobielle Aktivität erhöht und die Mikroorganismen durch diese Anregung dann auch OBS angreifen, die zuvor unattraktiv erschien. Bei verlangsamtem Abbau und verringerten Verlusten der schon vorhandenen OBS durch neu eingetragene OS, spricht man von *negativem Priming*. Genährt wurde die Befürchtung positiven Primings durch eine frühe Studie, in der Holzkohle in die organische Streuauflage in einem borealen Nadelwald eingebracht worden war. Über einen Zeitraum von 10 Jahren wurde ein beschleunigter Abbau der (sauren) Streu beobachtet, wenn Holzkohle zugegen war (Wardle et al., 2008). Diese frühe Studie von Wardle et al. (2008) war für viele Jahre die einzige wissenschaftliche Veröffentlichung, die ein positives Priming durch Pflanzenkohle zeigt und wurde entsprechend oft zitiert.

Zahlreiche Forscher gingen der Fragestellung des Primings mittels Inkubationsstudien von mineralischen Böden (Ackerböden, Grünland- und Waldböden) nach. Die meisten dieser Studien wurden allerdings in Abwesenheit von Pflanzen, die über ihre Wurzeln permanent OS einbringen, durchgeführt, was somit ein nur sehr unvollständiges Bild des natürlichen Gesamtprozesses nachzeichnen kann. 27 solcher Studien mit 1170 Datensätzen wurden von Ding et al. (2018) ausgewertet. Die Autoren zeigten, dass die Art der Einbringung der Pflanzenkohle (37%) und die Pflanzenkohle-Eigenschaften (34%) einen grösseren Einfluss auf die

Zunahme des Bodenkohlenstoffs als die Variation der Bodeneigenschaften hatte. Die Autoren konnten weiterhin zeigen, dass es v.a. die Dauer der Inkubation (also die Zeit seit der Einbringung der Pflanzenkohle in den Boden) war, die das Ergebnis bestimmte. Im Durchschnitt aller ausgewerteten Studien kam es in den ersten rund 200 Tagen zu einem Abbau nativen Bodenkohlenstoffs, von da an bis zum 770ten Tag nahm die OBS stark zu, wonach sich die Zunahme verlangsamte, um nach knapp drei Jahren relativ stabil zu bleiben, womit sich insgesamt eine SOC-Zunahme von durchschnittlich 40% ergab.

In einer Studie von Weng et al. (2017), die noch nicht Eingang in die oben besprochenen Metaanalyse von Ding et al. (2018) gefunden hatte, konnte gezeigt werden, dass in einem Grünlandboden in Australien im zehnten Jahr nach der Ausbringung von Pflanzenkohle rund 25% mehr junger, wurzelbürtiger Kohlenstoff im Boden verblieben ist, als im Kontrollboden ohne Pflanzenkohle.

Die in diesem Zusammenhang wichtigste und ebenfalls noch nicht in der Metaanalyse enthaltene Studie wurde 2020 von einem amerikanischen Autorenteam unter Leitung von Humberto Blanco-Canqui veröffentlicht. In einem grossskaligen Feldversuch im Mittleren Westen der US wurden 9 t/ha Pflanzenkohle in verschiedene Biomasseplantagen mit Kulturen wie Mais und Rutenhirse eingebracht. Nach 6 Jahren hatte der Kohlenstoffgehalt der Böden um durchschnittlich 7 t nicht-pyrogenem Kohlenstoff pro Hektar zugenommen, d.h. diese 7 t/ha sind zusätzlich zu dem mit der Pflanzenkohle eingebrachten Kohlenstoff. Der durch die Pflanzenkohle in den Boden eingebrachte Kohlenstoff konnte folglich durch die Zunahme an OBS mehr als verdoppelt werden. Hinsichtlich der C-Senken Wirkung war die durch die Pflanzenkohle induzierte Zunahme des Boden-C bereits nach 6 Jahren grösser als der applizierte PK-Kohlenstoff ($9 \text{ t/ha} \times 63\% \text{ C}$) (Blanco-Canqui et al., 2020). Ausser der signifikanten Zunahme an OBS konnten keine weiteren positiven agronomischen Effekte wie Ertrag, Biomassewachstum oder Pflanzengesundheit festgestellt werden. Es ist daher zu vermuten, dass sich bei einem vergleichbaren Setup mit der Einbringung grösserer Mengen purer Pflanzenkohle in Getreidefelder ebenfalls der Aufbau von OBS und nicht die kurzfristige Ertragszunahme als Hauptwirkung herausstellen würde.

Die Ergebnisse der o.g. Metastudien zu Erträgen, Wurzelwachstum und Priming/Aufbau von OBS stimmen zuversichtlich, dass durch die Verwendung von Pflanzenkohle als Düngemittelträger und ihrer Applikation in die Wurzelzone von Pflanzen eine Förderung des Aufbaus von OBS und der Nährstoffretention erzielt werden kann. Diese positiven agronomischen Wirkungen gehen vermutlich mit einer Reihe positiver ökologischer Nebeneffekte einher, die im Folgenden mit weiteren Metastudien dargelegt werden sollen:

3.9 Pflanzenverfügbare Phosphor und mineralischer Stickstoff

Phosphat ist ein Makronährstoff für Pflanzen, der dem Boden in intensiven Landwirtschaftssystemen als Dünger zugeführt werden muss. Allerdings ist jeweils nur ein Teil des ausgebrachten Phosphats pflanzenverfügbar, auch kann ein Anteil des gedüngten Phosphats ausgewaschen werden und insbesondere Oberflächenwasser belasten. Zudem ist phosphorhaltiges Gestein eine endliche Ressource, so dass die Erhöhung der Nutzungseffizienz von Phosphat-Düngern sowohl Umweltfolgeschäden minimieren als auch den Druck auf endliche Phosphor-Ressourcen verringern würde.

Gao et al. (2019) haben in einer Metaanalyse von 124 Studien untersucht, ob die Applikation von Pflanzenkohle die Pflanzenverfügbarkeit von Phosphat verbessert. Insgesamt zeigten die Ergebnisse, dass die Anwendungen von Pflanzenkohle das im Oberboden verfügbare Phosphor (P) um 45% und das P in der mikrobiellen Biomasse um 48% erhöhte. Dieses Ergebnis war unabhängig von den untersuchten Eigenschaften der Pflanzenkohle und dem Bodentyp. Diese Resultate sind insbesondere für diejenigen Böden von Bedeutung, bei denen aufgrund von Eisen- oder Aluminiumtoxizität die pflanzliche Aufnahme von P gestört ist (Dai et al., 2017) und P zum limitierenden Faktor des Pflanzenwachstums geworden ist. Allerdings könnte Pflanzenkohle diesen Resultaten zufolge auch auf Böden mit normaler P-Versorgung die Düngaufwandmenge und damit nicht zuletzt die Umweltkosten reduzieren.

In einer weiteren Studie aus dem gleichen Jahr (Glaser and Lehr, 2019), die aber sehr viel weniger Publikationen und Datensätze verwendete, wurden durch PK teilweise sehr viel höhere P-Aufnahmen von Pflanzen im Vergleich zur ungedüngten Null-Kontrolle (keine PK, kein P-Dünger) identifiziert (im Durchschnitt 450% Erhöhung). Die höchste P-Aufnahme zeigte sich bemerkenswerterweise auch hier in sauren Böden. Allerdings konnten die Autoren nicht unterscheiden, ob die Pflanzen den Phosphor vermehrt aus der Bodenreserve oder direkt von der applizierten Pflanzenkohle aufnahmen. Da Pflanzenkohlen aus nährstoffreichen Biomassen wie Tiermist oder Klärschlamm als P-Dünger anzusehen sind (Wang et al., 2012), liegt es nahe, dass die hohen durchschnittlichen Zunahmen eher auf die Düngewirkung und nicht als indirekter Effekt auf die Mobilisierung der Bodenreserve zurückzuführen waren. Diese Vermutung wird zudem dadurch bestärkt, dass Pflanzenkohle aus holzigen Biomassen die P-Aufnahme nicht signifikant erhöhte.

In der oben bereits besprochenen Metastudie von Gao et al. (2019) wurde zudem behauptet, dass der Nitratgehalt im Oberboden um 12% und der Ammoniumgehalt um 11% sank. Die

gemessene Reduktion ist allerdings als ein Artefakt aufzufassen. Denn bodenbürtige Pflanzenkohle bindet in ihren Poren grosse Mengen an Nitrat und Ammonium, das mit der herkömmlichen Bodenanalytik für Nitrat und Ammonium nicht erfasst wird (Hagemann et al., 2017b; Haider et al., 2020, 2016; Kammann et al., 2015). Auch wenn die beiden mineralischen Stickstoffformen in der konventionellen Analytik nur zu einem kleinen Teil nachgewiesen werden, so sind sie, wie Haider et al. (2020) und (Kammann et al., 2015) eindrücklich nachgewiesen haben, sehr wohl pflanzenverfügbar und wirken als Nährstoffreservoir.

Kumulative Nitratauswaschungen (120 Datensätze) waren beim Einsatz von Pflanzenkohle bei einer Messdauer von 30 Tagen signifikant um 26% bis 32% reduziert. Eine längere Studiedauer ging mit stärkeren Verringerungen der Nitratauswaschung einher (Borchard et al., 2019).

Die Resultate zur verringerten Nitratauswaschung decken sich mit der Entdeckung des Effekts der reversiblen Aufnahme von Nitrat in PK-Partikeln, vor allem wenn diese gealtert waren, also länger im Boden verweilten bzw. ko-kompostiert worden waren und eine organische Beschichtung erfolgte (Hagemann et al., 2017b; Hagemann et al., 2017; Haider et al., 2016; Joseph et al., 2017; Kammann et al., 2015).

Eine Auswertung von 41 Studien und 144 Datensätzen über die Wirkung von Pflanzenkohle auf gasförmige Ammoniak-Verluste zeigte eine hohe Variation von positiven und negativen Resultaten je nach Bodentyp und Art der verwendeten Pflanzenkohle (Sha et al., 2019). So führte die Applikation von alkalischer Pflanzenkohle auf stark saure Böden zu einer Zunahme der Ammoniak-Emissionen. Wurde hingegen die PK zusammen mit mineralischem oder organischem Dünger appliziert oder wurde sie angesäuert, so führte dies jeweils zu deutlich verminderten Ammoniak-Emissionen. Diese Befunde erklären sich aus dem Säure-Base Gleichgewicht von Ammonium und Ammoniak und dem jeweils vorherrschenden pH im System und sind damit plausibel. Sie entsprechen auch der guten agronomischen Praxis (Ko-Applikation mit Düngemitteln).

3.10 Reduzierte Aufnahme von Schwermetallen aus belasteten Böden

Basierend auf 1813 Daten aus 97 wissenschaftlichen Veröffentlichungen konnten Peng et al. (2018) zeigen, dass der Einsatz von Pflanzenkohle in Böden mit Schwermetall-Belastung zu einer Reduktion der Schwermetallgehalte sowohl in der gesamten Biomasse als auch in den essbaren Teilen der Pflanzen führt. Besonders stark reduziert wurden die Elemente Chrom (Cr, um 64%), Blei (Pb, um 49%) und Cadmium (Cd, um 32%); auch die Pflanzenaufnahme der Schwermetalle Kupfer (Cu), Zink (Zn), Nickel (Ni) und Mangan (Mn) wurde reduziert, jedoch

nicht immer signifikant (bzw. nur bei gewissen Arten von Pflanzenkohle signifikant). Keine Reduktion wurde für das Halbmetall Arsen festgestellt, was aber nur für unbehandelte Pflanzenkohle gilt, denn durch spezielle Oberflächenbehandlung lässt sich Pflanzenkohle zu einem höchst wirksamen Arsen-Adsorber entwickeln, der bereits bei der Trinkwasserreinigung eingesetzt wird (Alkurdi et al., 2019). Die Effekte der Schwermetallreduktion von nicht-holzigen Pflanzenkohlen (z.B. aus Stroh, Spelzen, Mist oder sogar Klärschlamm) waren oft stärker ausgeprägt als die von reinen Holz-Pflanzenkohlen.

Es besteht in der Pflanzenkohle-Wissenschaft Konsens, dass Pflanzenkohlen die Verfügbarkeit von Schwermetallen von Böden so minimieren kann, dass auf belasteten Standorten ein angepasster Pflanzenbau wieder möglich wird (z.B. für Biomasseanbau) und auf leicht belasteten Standorten der Schwermetallgehalt von Nutzpflanzen unter die geltenden Grenzwerte gesenkt werden kann. Ein besonderes Beispiel hierfür ist der Kakao-Anbau an Standorten mit erhöhter Cd-Belastung, der durch neue EU-Grenzwerte für Cadmium in einigen Ländern stark gefährdet ist. Durch wurzelapplizierte Pflanzenkohle-Anwendung kann der Cadmium-Gehalt der Kakao-bohnen signifikant reduziert werden (Ramtahal et al., 2019).

Die von der Pflanzenkohle aufgenommenen Schwermetalle sind durch die Adsorption natürlich nicht eliminiert und somit sind die so behandelten Böden auch noch nicht saniert. Die Pflanzenkohle reduziert lediglich die biologische Verfügbarkeit der Schwermetalle. Verändern sich die biogeochemischen Bedingungen im Boden, zum Beispiel durch ein signifikantes Herabsetzen des pH-Wertes, könnten die adsorbierten Schwermetalle auch wieder mobilisiert werden. Schwermetallbelastete Böden, die mit Pflanzenkohle behandelt wurden, müssen folglich weiterhin überwacht werden, um eine verzögerte Freisetzung und Pflanzenaufnahme zu verhindern (O'Connor et al., 2018). Pflanzenkohlen, die bei relativ hohen Pyrolysetemperaturen ($T > 600$ °C) erzeugt werden, sind durch Vergrößerung der Oberfläche, Mikroporosität und Hydrophobie im Allgemeinen wirksamer für die Sorption von organischen Verunreinigungen, während die bei niedrigen Temperaturen hergestellten Pflanzenkohlen besser geeignet sind, anorganische und polare organische Verunreinigungen durch sauerstoffhaltige funktionelle Gruppen, elektrostatische Anziehung und durch Ausfällung zu binden (Ahmad et al., 2014).

3.11 Veränderung der Methanflüsse zwischen Boden und Atmosphäre

In den letzten vier Jahren wurden zur Auswirkung von Pflanzenkohlen auf Methanemissionen landwirtschaftlicher Böden vier Metastudien verfasst. Während Song et al. (2016) und He et al.

(2017) keine signifikanten Effekte von Pflanzenkohle fanden, zeigten Jeffery et al. (2016) Reduktion von Methanemissionen, wohingegen Zhang et al. (2020) erhöhte Methanemissionen rapportierten.

Zu Methanbildungs- und -oxidationsprozessen in Böden ist Folgendes anzumerken: Am Methanhaushalt des Bodens können zwei grundsätzliche mikrobielle Prozesse beteiligt sein: (1) Methanproduktion durch methanogene Archaea unter anoxischen Bedingungen (z.B. in wassergesättigten Böden oder in grösserer Bodentiefe); sowie (2) Methanoxidation (Verzehr/Konsumption von Methan) durch methanotrophe Bakterien, welche in der Regel nur dort vorkommen, wo Böden hinreichend mit Sauerstoff versorgt sind, da sie neben CH_4 meist auch O_2 benötigen, seltener kann z.B. auch Nitrat als Oxidationsmittel dienen (Haroon et al., 2013). Dies bedeutet, dass z.B. in einem Reisfeld in der Rhizosphäre der Reispflanzen, wo O_2 über die Wurzeln austritt, methanotrophe Bakterien siedeln, während im umgebenden anoxischen (überschwemmten) Boden ohne lebende Wurzeln dieser Prozess nicht stattfindet. Der Netto-Fluss zwischen Boden und Atmosphäre wird dann davon bestimmt, welcher der beiden Prozesse überwiegt bzw. wie viel vom im Boden gebildeten Methan durch den „Biofilter“-Prozess (Methanoxidation im Oberboden bzw. in der Wurzelzone) abgebaut, und wieviel in die Atmosphäre gelangt.

He et al. (2017) fanden in 91 Studien mit 552 Datensätzen (für CO_2 , N_2O und CH_4 , nur weniger als 1/3 davon für CH_4) eine signifikante Zunahme von CH_4 -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 PK in Nassreis-Feldversuchen die CH_4 -Emissionen meist vergrösserte, in Topfversuchen aber reduzierte. Insgesamt war die Variabilität viel zu gross, um auf Basis der sehr geringen, reis-dominierten Datenlage belastbare Schlussfolgerungen zu ziehen. In der Analyse von Jeffery et al. (2016) (42 Studien, 193 Datensätze) wurden mehr Studien berücksichtigt, bei denen nicht ausschliesslich unbewachsene Modelböden aus Topfversuchen, sondern auch Feldversuche mit Pflanzen ausgewertet wurden. Hier zeigte sich eine signifikante Reduktion von Methanemissionen v.a. auf Standorten mit überwiegender CH_4 -Produktion wie Reisfeldern, während es in Ökosystemen mit überwiegender Methanoxidation (also ohnehin sehr niedrigen Emissionen) keine klaren Effekte gab.

Im Widerspruch zur Studie von Jeffery et al. fanden die Autoren der neuesten und umfassendsten Metaanalyse basierend auf 204 gepaarten Datensätzen (Zhang et al., 2020), dass die Methanemissionen quasi in allen länger als 3 Monate untersuchten Feldversuchen leicht, aber signifikant zunahmen (+15%). Auch hier unterlagen die CH_4 -Emissionen grossen Variationen

in Abhängigkeit der Aufwandmenge, der Pflanzenart und der Dauer der Messungen (siehe Abb. 9). Es ist derzeit noch unklar, was den Anstieg der CH₄-Emissionen verursachen könnte. Selbst die Autoren schienen von ihren Ergebnissen überrascht und fanden in ihrer Publikation nur Erklärungen, die eine CH₄-Reduktion plausibel gemacht hätten: (1) Pflanzenkohle verbessert die Bodenbelüftung, was die CH₄-Oxidation stimulieren und/oder die CH₄-Produktion unterdrücken sollte; (2) Pflanzenkohle hat die Fähigkeit, CH₄ an seiner Oberfläche zu adsorbieren; und (3) Pflanzenkohle senkt das Verhältnis von methanogenen zu methanotrophen Mikroorganismen unter anoxischen Bedingungen (He et al., 2017; Zhang et al., 2020). Zudem wird vermutet, dass Pflanzenkohle Elektronen aus anoxischen Reaktionen aufnehmen, puffern und weiterleiten kann, wodurch insbesondere der biologische Abbau organischer Substanz zu CH₄ reduziert werden sollte (siehe auch: *direkt interspecies electron transfer* (DIET) in (Schmidt et al., 2019)). Eine mögliche Erklärung der Zunahme von CH₄ Emissionen ist die Bildung von anoxischen Mikro-Nischen («anoxic microsite») auf der Pflanzenkohle, d.h. Orten 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 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, sich allerdings immer häufiger ereignenden, 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. Auch in der schweizerischen Landwirtschaft würde eine mögliche Reduktion oder Zunahme von bodenbürtigen Methanemissionen im unteren zweistelligen Prozentbereich nur eine verschwindend geringe Rolle spielen, da Überschwemmungen, die zu anoxischen Zuständen im Boden führen, hier ein nur seltenes Phänomen sind, und der Nassreisanbau bislang nur von wenigen Betrieben praktiziert wird. Sollte dieser in der Zukunft allerdings weiter zunehmen, müsste die Auswirkung der PK-Anwendung auf die Methanemission dieser Böden bewertet werden.

Von deutlich grösserer Bedeutung in der Schweiz wäre ein Effekt der Pflanzenkohle auf Methanemissionen aus der Tierhaltung, der Güllewirtschaft und Kompostierung. Wie in Kapitel 3.13 näher dargelegt, zeigt eine Studie von Chen et al., (2017), dass die Zugabe von 10% (m/m) Pflanzenkohle zu kompostierenden Biomassen die Methanemissionen der Kompostierung um

über ein Viertel reduzierte. Ähnliche Resultate lassen sich auch für die Güllelagerung und Ausbringung erwarten. Zwei umfassende Reviews beurteilen das Potential der Pflanzenkohle in der Tierhaltung und den damit verbundenen THG-Reduktionsmöglichkeiten (Kammann et al., 2017a; Schmidt et al., 2019), jedoch liegen bisher kaum belastbare Daten zu Methanemissionen in der Tierhaltung vor.

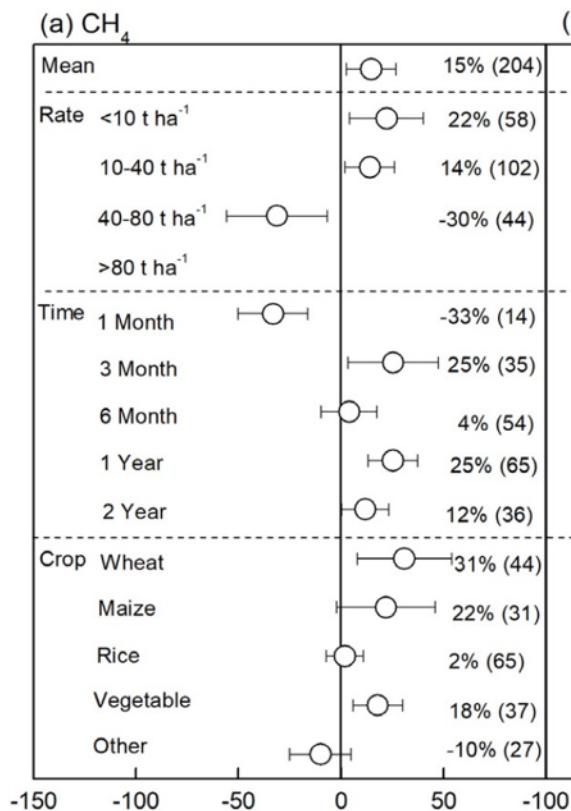


Abb. 9: Die prozentuale Zu- oder Abnahme von CH₄-Emissionen in Funktion der Aufwandmenge, der Messdauer und der Pflanzenart. Die Zahlen in Klammern stellen den Stichprobenumfang dar. Aus Zhang et al. (2020).

3.12 Verringerung der N₂O-Emissionen

Die Reduktion von Lachgasemissionen durch Einsatz von PK 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 N₂O-Emissionen beim Einsatz von Pflanzenkohle von 49% über alle Studien hinweg. Eine 2017 vor allem auf Inkubationsversuchen beruhende Metastudie (91 Studien, 552 Datensätze) ermittelte eine mittlere N₂O-Reduktion von 31% (He et al., 2017).

Eine Metastudie von Borchard et al. (2019), die 88 Studien auswertete, zeigte eine N₂O-Emissionsminderung (435 Datensätze) über alle Studien hinweg von 38% (gedüngt und ungedüngt) bzw. 46% beim Einsatz in Kombination mit mineralischen Düngemitteln. Applikationsmengen unter 10 t/ha hatten geringere Effekte. Es gab allerdings keine Studien, die N₂O-Emissionen

von Pflanzenkohle basierter Düngung mit Wurzelzonenapplikation untersuchten. Die stärksten Reduktionen wurden mittels PK erzielt, die bei einer Pyrolysetemperatur von 600-700°C und unter Verwendung holziger Biomasse als Ausgangsmaterial hergestellt wurden. Diese Resultate werden von der neuesten Metaanalyse (444 Datensätze) von (Zhang et al., 2020) mit einer durchschnittlichen Reduktion von 38% bei gleichzeitiger Ertragszunahme von 21% bestätigt. Die grössten N₂O-Reduktionen wurden in alkalischen bis leicht sauren sowie in eher sandigen Böden nachgewiesen (siehe Abb. 10).

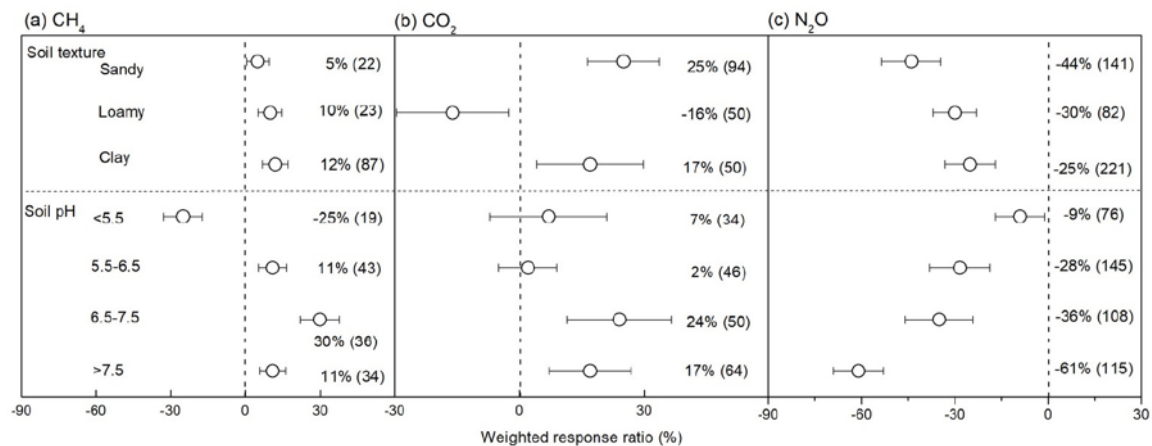


Abb. 10: Effekt des Bodentyps und des Boden pH auf die Reduktion bzw. Zunahme der Treibhausgase CH₄ (a), CO₂ (b) und N₂O (c). Die in Klammern angegebenen Zahlen geben die Anzahl der jeweils ausgewerteten Versuche dar und die Prozentangaben entsprechen dem Mittelwert der jeweiligen Datensätze (Zhang et al., 2020).

3.13 Pflanzenkohle in der Kompostierung

Die Ko-Kompostierung von Pflanzenkohle war eine der frühesten Methoden, die auch ausserhalb der tropischen Klimazone einen agronomisch messbaren und ökonomisch bilanzierbaren Nutzen brachte (Kammann et al., 2016). Auch heute (2020) wird ein grosser Anteil der pflanzenkohle-basierten Produkte auf dem Schweizerischen Markt durch Ko-Kompostierung hergestellt (Aussage basierend auf unveröffentlichten Daten des EBC). Substrate für Garten- und Gemüsebau enthalten dabei in der Regel 10 – 30% Pflanzenkohle. Spezialsubstrate für urbane Grünflächen oder Strassenbegleitgrün, welche zusätzlich eine Filtrationswirkung für urbane Schadstoffe erfordern, enthalten bis zu 75% PK. Zahlreiche Publikationen unter Beteiligung schweizerischer Wissenschaftler wurden zwischen 2015 und 2020 veröffentlicht, um die Mechanismen zu untersuchen, wie Pflanzenkohle einerseits den Kompostierprozess beeinflusst und andererseits zu höheren Erträgen infolge der Applikation dieser Komposte führt (Hagemann et al., 2017b, 2017a; Kammann et al., 2015).

In einer ersten, 2019 publizierten Metastudie zur Wirkung von ko-kompostierter Pflanzenkohle als Bodenhilfsstoff fanden Wang et al. (2019), dass ko-kompostierte Pflanzenkohle den durchschnittlichen Ertrag von Getreide um signifikante 40% erhöhte. Allerdings zeigten die Ergebnisse eine schwierig zu interpretierende Abhängigkeit des Mehrertrags von der applizierten PK-Menge, da es signifikante Effekte zwar bei wenig und viel PK, aber nicht bei der mittleren Dosisierung gab.

Die grösste Ertragszunahme fand in Böden mit pH-Werten zwischen 4 und 5 statt. Es ist allerdings anzumerken, dass erstens nur 14 Studien zum Einsatz von ko-kompostierter Pflanzenkohle vorlagen und dass zweitens die Methoden und Bedingungen der Kompostierung sehr unterschiedlich zwischen den verglichenen Studien waren. Pflanzenkohle kann einen guten Kompost besser und einen schlechten Kompost weniger schlecht machen, dass Entscheidende bleibt aber die Technik der Kompostierung (Kamman et al., 2016). Der Stand des Wissens bezüglich des Einsatzes und der Mechanismen von Pflanzenkohle in der Kompostierung wurde in den Überblicksartikeln von Godlewska et al. (2017) sowie von Kamman et al. (2016) umfassend wiedergegeben.

Eine 2020 veröffentlichte Metaanalyse zu den Auswirkungen der Pflanzenkohle auf den Prozess der Kompostierung (121 Studien mit 932 Datensätzen) ergab, dass bei der Kompostierung durchschnittlich ein Drittel des in der Biomasse vorhandenen Stickstoffs verloren geht, wobei im Schnitt 1,2% des Stickstoffs als Treibhausgas N_2O emittiert wird (Zhao et al., 2020). Die Zugabe von Pflanzenkohle zur Kompostierung konnte die Stickstoffverluste um 30% und die N_2O -Emissionen um 66% reduzieren. Damit wäre Pflanzenkohle eines der wirksamsten Kompostadditive zur Senkung der Treibhausgasemissionen und würde die Umweltbilanz der Kompostierung erheblich verbessern. Auch hier gibt es deutliche Hinweise auf die besondere Wirksamkeit von mineralstoffreicher Pflanzenkohle (hier: Maisstroh) gegenüber Pflanzenkohlen aus Holz (Chen et al., 2017).

In der Schweiz finden derzeit zwei Forschungsprojekte statt, in denen u.a. die agronomischen Wirkungen von Pflanzenkohle-Komposten untersucht werden. Dies ist zum einen «Recycle4Bio» des Konsortiums FIBL&Agroscope und zum anderen das Mercator Projekt der Agroscope Forschungsgruppe «Pflanzen – Boden Interaktionen». In beiden Projekten werden Feldversuche durchgeführt, deren Ergebnisse 2021/22 erwartet werden.

3.14 Zusammenfassung der Metastudien

In 30 seit 2015 veröffentlichten Metastudien, die insgesamt 1650 wissenschaftliche Veröffentlichungen und über 14.000 experimentelle Datensätze ausgewertet haben (siehe Tab. 2), wurde

für sämtliche untersuchten Parameter eine im Durchschnitt positive Auswirkung von Pflanzkohle festgestellt. Der Mittelwert für alle quantitativen Verbesserungen wie Ertrag, Wurzelmasse, mikrobielle Aktivität, Aufbau organischer Bodensubstanz, Wassernutzungseffizienz oder Treibhausgasemissionen, die durch die agronomische Applikation von Pflanzkohle erzielbar sind, beträgt etwa 30% (siehe Abb. 11). Für keinen der ausgewerteten Parameter konnten negative agronomische oder ökologische Auswirkungen von Pflanzkohle nachgewiesen werden, abgesehen von Methanmissionen, zu denen es bisher leider nur ein widersprüchliches Bild gibt. Allerdings spielen gerade in der Schweiz Methanmissionen aus Böden praktisch keine Rolle, da sich die direkten landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen im Wesentlichen aus den Methanmissionen der Tierhaltung (44%), N₂O Emissionen der Düngewirtschaft (38%) und aus der Lagerung von Hofdüngern (11% CH₄, 7% N₂O) zusammensetzen. Erhöhte CO₂ Emissionen aus Böden nach der Applikation von Pflanzkohle sind ein Hinweis auf erhöhte mikrobielle Aktivität und sollten, wie in Kapitel 3.6 und 3.8 dargestellt, durch die langfristige Steigerung der organischen Bodensubstanz wieder ausgeglichen werden. Zusammengefasst ergibt sich damit auch ein positiver Effekt der Pflanzkohle auf die landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen, dennoch besteht hier Forschungsbedarf insbesondere hinsichtlich der Emissionen aus der Tierhaltung.

Auch wenn diese massiven Verbesserungen der agronomischen Parameter weder bedeuten, dass bereits alle offenen Fragen hinsichtlich des Einsatzes von Pflanzkohle gelöst sind, noch dass es in jedem Fall auch als wirtschaftlich sinnvolle Praxis anzusehen ist, so zeigt sich doch ein enormes Potential für die Verbesserung der Nahrungsmittelsicherheit und der ökologischen Dienstleistungen der Landwirtschaft. Es gibt keine uns bekannte andere Entwicklung im Bereich der Landwirtschaft, des Klimaschutzes und des Schutzes der Ökosysteme, bei der ein so starker wissenschaftlicher Konsens herrscht, dass bei allem nachgewiesenen agronomischen Potential zusätzlich so viele positive ökologische Nebenwirkungen zu erwarten sind.

Auch wenn es in der wissenschaftlichen Publikationspraxis eine gewisse Tendenz gibt, eher signifikante und eher positive Resultate zu veröffentlichen, die sogenannte Publikationsverzerrung, so steht die Anzahl der verwendeten Studien (1650) und Datensätzen (>14.000) doch für eine sehr belastbare Datengrundlage. Ebenso wichtig wie die Mittelwerte der untersuchten Parameter ist allerdings auch die Angabe der Ergebnisstreuung. Während es bei wissenschaftlichen Studien vor allem um die Untersuchung von zugrundeliegenden Mechanismen geht, hat industrielle Forschung und Entwicklung das Ziel, optimierte Produkte mit möglichst hohen Wirkungsgraden zu erzielen. Würden auf Grundlage der wissenschaftlichen

Resultate, wie sie aus den Metastudien hervorgehen, spezielle Pflanzekohle-Produkte für spezielle Anwendungszwecke entwickelt, so könnte im Vergleich zu den obigen Mittelwerten möglicherweise mit noch höheren Zuwächsen hinsichtlich des Ertrags, Wurzelwachstums, SOC's, und der Nährstoffeffizienz sowie hinsichtlich der Verminderung von Treibhausgasemissionen gerechnet werden.

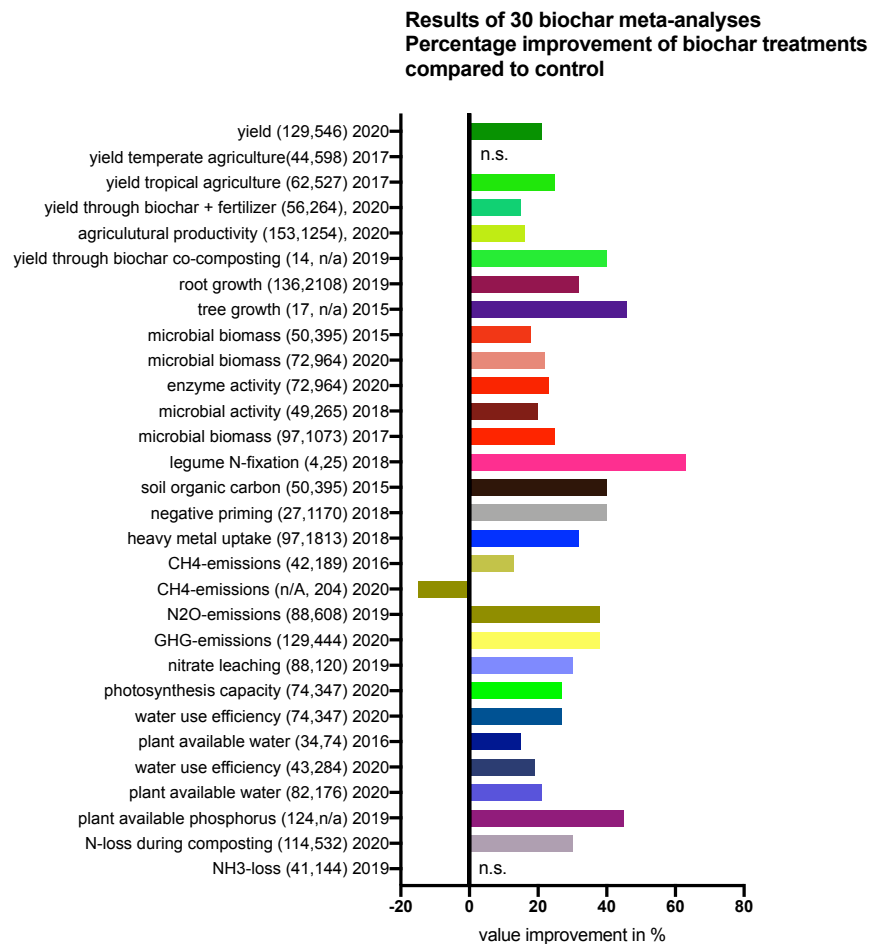


Abb. 11: Übersicht der in 30 PK-Metastudien untersuchten Parameter und der jeweilige Effekt durch die Applikation der Pflanzekohle. Die Zahlen in Klammern geben die Anzahl der untersuchten wissenschaftlichen Studien, gefolgt von der Anzahl der untersuchten Datensätze an. Dies wird gefolgt von der Jahreszahl der Veröffentlichung der ausgewerteten Metastudien. Die Angabe n.s. anstatt eines Wertbalkens indiziert, dass die Resultate nicht statistisch signifikant waren. Die Daten korrespondieren mit Tabelle 2.

4. Das agronomische Potential von Pflanzenkohle in der Schweiz

4.1 Welches Potential weisen Schweizer Böden für eine effektive Bodenverbesserung durch Pflanzenkohle auf?

Diese zentrale Frage für den Einsatz von Pflanzenkohle in der Schweiz ist auch zehn Jahre nach dem ersten Inverkehrbringen von Pflanzenkohle weiterhin schwer und nicht eindeutig zu beantworten. Der anfänglich teils noch in Erwägung gezogene einmalige Einsatz von grossen Pflanzenkohlemengen (10 t/ha) mit dem damals vorherrschenden Ziel der Ertragssteigerung hat sich als nicht praxistauglich und als nicht wirtschaftlich herausgestellt. Bei Kosten von 8 – 10.000 CHF/ha [$10 \text{ t/ha} \cdot (800 \text{ CHF pro t PK} + 500 \text{ CHF Transport} + 1000 \text{ CHF Applikation}) = 9.500 \text{ CHF/ha}$] müssten selbst bei höheren Deckungsbeiträgen von 5000 CHF/ha für mindestens 10 Jahre mindestens 20% höhere Erträge erwirtschaftet werden ($20\% \cdot 5000 \text{ CHF} \cdot 10 \text{ Jahre} = 10.000 \text{ CHF}$), sofern nur der Ertrag und nicht auch Ökosystemdienstleistungen als Einkommensquelle herangezogen werden können.

Langfristige Ertragszuwächse auf diesem hohen Niveau waren anfänglich auch tatsächlich die Erwartung, nur konnten sie in der Schweiz weder in wissenschaftlichen Versuchen noch in der Praxis erzielt werden. Dass derartige jährliche Ertragssteigerung trotz allem möglich wären, zeigte sich in Belgien an einem alten Köhlerstandort auf Böden mit einem PK-Gehalt von 2,2% (was bei einer Verteilung in den obersten 40 cm mindestens 100 t/ha entspricht), wo jährliche Mais-Mehrerträge von 23% im Vergleich zu benachbarten Flächen ohne PK und mit gleicher Volldüngung erzielt wurden (Kerré et al., 2017). Allerdings handelt es sich hierbei um eine langfristige Auswirkung von Pflanzenkohle, die bereits seit mehreren Jahrzehnten im Boden gealtert ist. Die Autoren vermuteten vor allem eine bessere Wasserverfügbarkeit, vor allem in trockeneren Jahren, und somit physikalische Effekte der Pflanzenkohle. Ähnlich deutliche und ökonomisch relevante Effekte konnten mit frisch eingebrachter PK in diesen Mengen bisher nicht realisiert werden, zumindest nicht in den ersten drei Jahren nach der Einbringung.

Wie im obigen Kapitel 3.3 dargestellt, lassen sich die höchsten Ertragszunahmen mit Pflanzenkohle in sauren, OBS-armen Böden erzielen. Da ausser im Tessin die meisten landwirtschaftlichen Böden der Schweiz eher alkalisch und eher reich an organischer Bodensubstanz sind, sind nur kleine oder keine Ertragseffekte durch die Applikation grosser Mengen reiner Pflanzenkohle zu erwarten. Eine Reihe von Praxisversuchen (mündliche Mitteilung der zertifizierten Pflanzenkohlehersteller) und einige wissenschaftliche Versuche in der Schweiz (Schmidt et al., 2014) haben diese Schlussfolgerung auch bestätigt.

Gewisses Potential zu Ertragssteigerung haben pflanzenkohle-basierte Dünger auch in alkalischen und eher kohlenstoffreicheren Böden und damit auch in der Schweiz (Ye et al., 2020). Hierbei wird der Pflanzenkohle-Dünger in der Regel jährlich appliziert. Bei dieser Methode käme es zu Mehrkosten von ca. 700 CHF pro Jahr und Hektar, was zumindest bei den meisten Sonderkulturen durch die zu erwartende Erhöhung der Deckungsbeiträge um wenigstens 15% ($15\% \cdot 5000 \text{ CHF} = 750 \text{ CHF}$) kompensiert werden könnte. Dennoch liegt sicher der potentielle Nutzen der PK-Anwendung in der Schweiz nicht schwerpunktmässig in etwaigen Mehrerträgen, sondern in der Reduktion schädlicher Umweltauswirkungen der Landwirtschaft, im Schliessen der Nährstoffströme und im Klimaschutz.

Aus den in Kap. 3.7 besprochenen Metastudien lässt sich gut ableiten, dass Pflanzenkohle den Wasserrückhalteeffekt verbessert, und zwar unabhängig vom Bodentyp und somit auch in der Schweiz. Die zu erwartende Zunahme der Wasserrückhaltung von ca. 20% kann zwar gerade in Trockenphasen durchaus pflanzenbaulich relevant sein, würde aber nicht die Kosten einer einmaligen, grossen Applikation rechtfertigen. Über eine jährliche Ausbringung von PK-Düngung würde sich über die Jahre als willkommener Nebeneffekt der Wasserrückhalteeffekt mehr und mehr verbessern.

Die erhöhte Nährstoffrückhaltung insbesondere für mineralischen Stickstoff und Phosphor (Kap. 3.9), die durch Pflanzenkohleapplikation auch in alkalischen Böden erwartet werden kann, hätte das Potential, (1) Nährstoffverluste und damit Belastungen für das Ökosystem zu reduzieren und (2) die nötigen Aufwandsmengen für Dünger zu verringern. Insbesondere die Eigenschaft von Pflanzenkohle, Nitrat und organischen Stickstoff pflanzenverfügbar zu speichern (Hagemann et al., 2017a, 2017b; Haider et al., 2020; Kammann et al., 2015) hat das Potential, die Nitratbelastung der Grund- und Oberflächenwasser zu reduzieren. Bei 23 Millionen Tonnen Gülle, die ca. 150.000 t Stickstoff enthalten, und 70.000 t N aus mineralischer Düngung kann eine 28%ig Reduktion der Nitratauswaschung (Borchard et al., 2019) jedes Jahr mindestens ($220.000 \text{ t N} \cdot 40\% \text{ Nitratanteil} \cdot 30\% \text{ Auswaschung} \cdot 28\% \text{ Reduktion} = 7392 \text{ N-NO}_3$) 30.000 t Nitrat vom Grundwasser fernhalten. Auch hier entsteht der durch PK erzielbare Mehrwert vor allem durch die Nutzung von Pflanzenkohle als Träger für Nährstoffe, d.h. als PK-basierte Düngemittel.

Weitere, bereits heute in der Praxis erprobte Applikationsmethoden sind Ko-Kompostierung, die Einmischung in Gülle und der Einsatz in der Tierhaltung. In allen drei Verfahren kommt es zu einer Aufladung der Pflanzenkohle mit Nährstoffen und potentiell zur ersten Ausbildung einer organischen Beschichtung. Pflanzenkohle-Komposte (z.B. Verora Schwarzerde und Swiss Terra Preta) werden aus Kostengründen jedoch kaum in der Landwirtschaft, sondern

vor allem im Gartenbau, bei der Pflanzung von Sonderkulturen, im Hobbybereich und bei der Pflanzung von Stadtbäumen eingesetzt. Der in diesen Bereichen erzielte Nutzen rechtfertigt die Mehrkosten (siehe auch Kap. 3.13), was sich nicht zuletzt an jenen schweizerischen Betrieben zeigt, die seit gut zehn Jahren diese Substrate standardmässig im Obst- und Gemüsebau einsetzen (mündliche Mitteilung der Verora AG, Zug). Die Pflanzenkohle-Komposte erfüllen alle Anforderungen der Kompostverordnung.

Bei der vorgängigen Nutzung der Pflanzenkohle in der Tierhaltung (Silage, Fütterung, Stalleinstreu, Güllebehandlung) wird der Hauptnutzen und damit die Wirtschaftlichkeit bereits im Tierhaltungssystem erzielt (Kammann et al., 2017b; Schmidt et al., 2019). Die organisch beladene Pflanzenkohle erhöht die Nährstoffeffizienz und reduziert die Umweltbelastung der Hofdünger (Kammann et al., 2017a). Bei einer durchschnittlichen Aufwandmenge von 1–2% (m/m) entspräche dies je nach zulässigen Gülleapplikation 1 bis 2 t PK/ha.

Bei der Applikation von Pflanzenkohle kann auch in alkalischen Böden mit einer Zunahme des organischen Bodenkohlenstoffs von bis zu 40% im Vergleich zur Kontrolle ohne Pflanzenkohle gerechnet werden (Kap. 3.8). Feldversuche, die diese Daten aus der Metaanalyse im schweizerischen Kontext bestätigen könnten, stehen allerdings noch aus. Es kann aber durchaus davon ausgegangen werden, dass die jährliche Wurzelapplikation pflanzenkohle-basierter Dünger sowohl zu verstärktem Wurzelwachstum (siehe Kap. 3.5) als auch zu erhöhter mikrobieller Biomasse (siehe Kap. 3.6) und damit letztlich auch zu einer verbesserten Aggregatbildung und erhöhten Akkumulation von organischem Bodenkohlenstoff führt (Lehmann et al., 2020).

4.2 Wie sollte die Pflanzenkohle in der schweizerischen Landwirtschaft eingesetzt werden?

Nach neuesten Erkenntnissen kann der grösste Nutzen durch Pflanzenkohle mittels konzentrierter Einbringung pflanzenkohle-basierter Dünger in die Wurzelzone erzielt werden. Dies kann durch Applikation in Streifen, durch Unterfussgabe bei der Pflanzung oder Aussaat sowie durch direkte Wurzelinjektion dickflüssiger PK-Suspensionen erfolgen. Eine oberflächliche Applikation wie es bei löslichen Düngergranulaten, Gülle oder Kompost die übliche Praxis ist, führte bisher nur in einzelnen Praxisberichten zum Erfolg und vermag es nicht, die Pflanzen in hohem Masse in direktem Kontakt mit den in der PK gespeicherten Nährstoffen zu setzen.

Für die Einbringung der Unterfussdüngung gibt es bisher nur wenige Maschinen, die effizient im Feldmasstab auch mit PK arbeiten können (höheres Applikationsvolumen als herkömmliche Granulatdünger) bzw. noch kaum pflanzenkohle-basierte Dünger, die speziell für druckluftgetriebenen Systeme entsprechender Drillmaschinen entwickelt wurden. Eine grossflächige Implementierung dieser Ausbringungsmethode in der schweizerischen Landwirtschaft ist aus diesem Grund kurz- bis mittelfristig kaum zu erwarten.

Zur Herstellung der pflanzenkohle-basierten Dünger können auch Suspensionen aus Flüssigdünger und Pflanzenkohle erzeugt werden. Teilweise wird die Pflanzenkohle aber auch allein oder in Mischung mit Kompost in die Wurzelzone appliziert und die löslichen mineralischen oder organischen Dünger bedarfsgemäss auf der Oberfläche ausgebracht.

4.3 Wie hoch ist die maximale Menge an Pflanzenkohle, die auf Böden ausgebracht werden kann, ohne die Umwelt zu gefährden? Welche Mengen an Pflanzenkohle sollen pro Flächeneinheit und Jahr maximal ausgebracht bzw. Kultursubstraten anteilig zugegeben werden?

Es gibt derzeit keine wissenschaftlich begründbare Obergrenze für die Applikation von Pflanzenkohle. Pflanzentests in Substraten mit 75 bis 100% EBC-zertifizierter Pflanzenkohle haben keine Phytotoxizität erkennen lassen. So hat zum Beispiel die Stadt Genf im Jahr 2018 auf der berühmten Plaine de Plainpalais neue Bäume unter Verwendung von Substraten gepflanzt, die einen Anteil von 75% ko-kompostierter Pflanzenkohle enthielten. Auch wird eine solche Mischung erfolgreich als Substrate für Balkonpflanzen und Dachterrassen verwendet.

Selbst wenn 100 t Pflanzenkohle pro Hektar in den Oberboden eingearbeitet werden würden, so wären dies lediglich 2% des Bodens. Eine Konzentration, die unseres Wissens in keinem der weit über 1000 ausgewerteten Topfversuche mit vergleichbaren Konzentrationen zu relevanter Pflanzen- oder Bodentoxizität führte (siehe Kap. 5.4). Auf alten Köhlerstandorten werden häufig Mengen von über 100 t PK/ha gefunden, was zu keiner Phyto- oder Bodentoxizität, aber zu deutlich höheren Erträgen und OBS führte (Kerré et al., 2017, 2016). Allerdings sind so massive Applikationsmengen allein schon aus Kostengründen nicht im landwirtschaftlichen Einsatz zu erwarten (100 t PK = 70.000 CHF). Mit der derzeit favorisierten Anwendungsmethode von 0,5 bis 2 t Pflanzenkohle pro Hektar und Jahr, kommt es erst nach über 50 – 100 Jahren zu einer Akkumulationsmenge von rund 100 t PK/ha. Gerade im Hinblick auf die originäre Terra Preta und zu bereits am Markt erhältlichen Topf- und Baumsubstraten mit hohen PK-Anteilen sind solche Akkumulationsmengen als unbedenklich zu erachten. Allerdings bleibt trotzdem der Vorbehalt einer gewissen Vorsicht, da die originäre Terra Preta sich ja unter gänzlich anderen Umständen über Jahrhunderte hinweg entwickelt hat. Auch sind Substrate für Stadtbäume mit den sehr hohen PK-Anteilen eine Lösung für vegetative Extremsituationen.

Reisser et al. (2016) fanden heraus, dass im globalen Durchschnitt 13,7% des organischen Kohlenstoffgehaltes von mineralischen Böden pyrogener Kohlenstoff (Pflanzenkohle, zu einem kleinen Anteil auch Russ) ist und dieser Anteil teilweise sogar bis zu 60% betragen kann. Damit ist pyrogener Kohlenstoff zusammen mit der Gruppe der Polysaccharide die grösste Gruppe identifizierbarer Verbindungen im Boden. Bei einem Gehalt an OBS von 5% wären im Durchschnitt 0.4% pyrogener Herkunft, was etwa 25 t Pflanzenkohle pro Hektar entsprechen würde. Landwirtschaftliche Böden enthalten also durchschnittlich bereits 25 t/ha pyrogenen Kohlenstoff natürlichen Ursprungs. In der Schweiz liegt der Anteil pyrogenen Kohlenstoffs an der organischen Bodensubstanz derzeit bei durchschnittlich 6% (Reisser et al., 2016).

Untersuchungen zu den Effekten von Pflanzenkohle auf die biologische Aktivität und mikrobielle Biodiversität ergaben, dass Aufwandmengen von 5 – 20% der Bodenmasse (ca. 220 – 1000 t Pflanzenkohle pro Hektar) diese beiden biologischen Parameter am stärksten positiv beeinflussen (Kap. 3.6 sowie (North Carolina State University. Department of Wood and Paper Science. et al., 2019)). Es gibt allerdings auch Beobachtungen, dass Aufwandmengen von 10 bis 50 t/ha zu einer Reduktion der Anzahl an grösserer Bodenfauna wie Regenwürmer führen kann (Briones et al., 2020), was in dem Fall allerdings vor allem darauf verweist, dass nur qualitativ hochwertige zertifizierte Pflanzenkohle eingesetzt werden sollte. Das genaue Gegenteil, also die Förderung von Bodenmakrofauna und insbesondere von Regenwürmern wurde in einem anderen zweijährigen Feldversuch nachgewiesen (Kamau et al., 2019).

Nach heutigem Kenntnisstand gibt es keine maximale Menge an Pflanzenkohle, oberhalb derer bei Bodenapplikation eine grundlegende Umweltgefährdung zu befürchten ist. Viel wichtiger als die Gesamtmenge ist die Qualität der applizierten Pflanzenkohle. Sollte diese z.B. zu hohe PAK-Gehalte aufweisen, wären schon geringe Mengen schädlich für die Umwelt. Die Produktion und Applikation kontaminierter Pflanzenkohle kann nur ein gut kontrolliertes Zertifizierungssystem für Pflanzenkohle verhindern.

4.4 Auf welchen Bodentypen erscheint die Ausbringung welcher Menge Pflanzenkohle als prioritär?

Während die Ausbringung purer Pflanzenkohle mit Ausbringungsraten >10 t/ha vor allem auf sauren Böden ($\text{pH} < 6$) agronomische Vorteile verspricht (Kap. 3.3), sind bei pflanzenkohlebasierter Düngung die Anforderungen an den Boden weniger limitierend. Jedoch werden die besten Ergebnisse hier ebenfalls in Böden mit $\text{pH} < 6.5$ erzielt. Hinsichtlich der Reduktion von negativen Umweltauswirkungen der Landwirtschaft wie Treibhausgasemissionen und Nährstoffauswaschung sollten grundsätzlich auf allen Schweizer Böden Verbesserungen durch den Einsatz von PK erzielt werden können (höchste N_2O -Reduktionen auf alkalischen Böden, siehe Kap. 3.12).

Nach bisherigen Publikationen zur pflanzenkohle-basierten Düngung auf mit der Schweiz vergleichbaren Böden in der gemässigten Klimazone könnte auch in der schweizerischen Landwirtschaft mit moderaten Ertragszuwächsen gerechnet werden (Blackwell et al., 2015; Dietrich et al., 2020; X. Liu et al., 2019; Nielsen et al., 2018; Omara et al., 2020; Shi et al., 2020; Ye et al., 2020; Zheng et al., 2017), was allerdings in Feldtests erst noch nachzuweisen ist.

Die Ausbringungsrate liegt bei PK-basierter Düngung zwischen $0,5 - 2$ t/ha pro Jahr. Der Einsatz über die Kompostierung lohnt sich aufgrund der hohen Kosten für Qualitätskomposte vermutlich nur für Sonderkulturen, Gartenbau und Baumpflanzungen. Bei üblichen Pflanzenkohleanteilen von $15 - 30\%$ und jährlichen Kompostapplikationen von max. 8 t/ha (max. 25 t/ha aller drei Jahre) ergeben sich PK-Ausbringungsraten von $1,2 - 2,4$ t/ha. Bei der Einbringung der Pflanzenkohle über die Tierhaltung wird in der Regel mit ca. 1% (m/m) PK im Futter oder $1 - 2\%$ (m/m) PK als Güllezusatz gerechnet, was jährlichen PK-Ausbringungsraten von ca. $0,5$ tPK/ha bzw. $1-2$ tPK/ha entspricht. Teilweise werden hier allerdings auch deutlich tiefere Einsatzmengen von $0,4 - 0,8\%$ des Futter-TS aus der Praxis gemeldet, was bei 2 DGVE

pro ha lediglich rund 70 kg PK pro ha und Jahr entspricht. Eine weitere Ausbringungsmöglichkeit ist der PK-Zusatz zur Biogasgülle, was in der Schweiz derzeit aber eine eher untergeordnete Rolle spielt.

Auf Basis dieser Rahmenbedingungen gibt es keinen speziellen Bodentyp, für den in der Schweiz der Einsatz von PK als prioritär zu erachten ist. Da Pflanzenkohle derzeit vor allem in der Tierhaltung wirtschaftlich eingesetzt wird, wird der Eintrag auch weiterhin hauptsächlich über die Hofdünger vor allem auf Weideland, auf Kunstwiesen und im Getreideanbau erfolgen.

Insofern die Kosten PK-basierter Düngung für unterschiedliche Kulturen ähnlich sind (gleiche Mengen, gleiche Methode) und die zu erwartenden Ertragssteigerungen im gleichen prozentualen Rahmen liegen, wird sich PK-basierte Düngung sicher zuerst in Kulturen mit höheren Deckungsbeiträgen etablieren.

4.5 Über welche Verwertungspfade (direkte Applikation der Pflanzenkohle, Einsatz Pflanzenkohle in der Tierhaltung und damit im Hofdünger, Einsatz von Pflanzenkohle in landwirtschaftlichen Biogas-Anlagen, etc.) sollte der Eintrag erfolgen?

Pflanzenkohle erfüllt ihre Funktion des Nährstoffpuffers und Kohlenstoff- sowie Wasserspeichers und ihr Potential zur Förderung der biologischen Aktivität am besten im Wurzelbereich von Pflanzen, auf jeden Fall aber nicht an der Bodenoberfläche. Würde Pflanzenkohle oberflächlich z.B. mit einem Düngerstreuer ausgebracht und nicht eingearbeitet, könnte sie an der Sonne austrocknen, vom Wind verweht werden, oder die Bodenalbedo absenken. Zudem würden Nährstoffe von Düngern, aus dem Regenwasser oder aus abgelagerten Biomassen von der Pflanzenkohle an der Bodenoberfläche gebunden und wären so nicht direkt pflanzenverfügbar. Es ist folglich wichtig, dass Pflanzenkohle so appliziert wird, dass sie rasch in die Wurzelzone, also je nach Kultur mindestens 5 – 30 cm unter der Oberfläche, eindringt. Wie bereits oben beschrieben, kann dies mechanisch durch Einpflügen, durch streifenweise Ablagerung, Einschlitzen, durch Unterfussgabe oder durch Druckluftinjektion erfolgen. Eine weitere, bisher noch wenig erprobte Möglichkeit ist die Ausbringung fein gemahlener PK ($< 40 \mu\text{m}$) über die (unterirdische) Tröpfchenbewässerung.

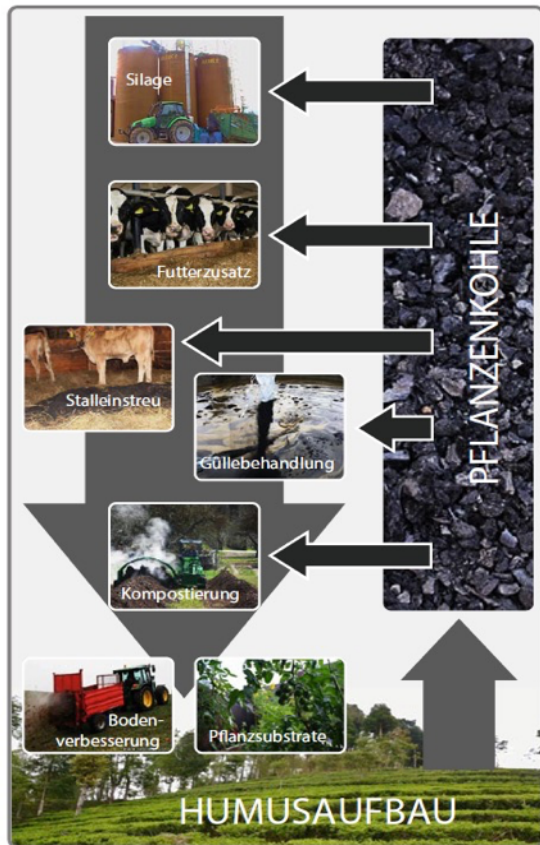


Abb. 12: Kaskadennutzung von Pflanzenkohle in der Tierhaltung und in der Hofdüngerzubereitung (nach Quicker und Weber, 2016).

Durch die Nutzung der Pflanzenkohle in der Tierhaltung (siehe Abb. 12) gelangt die PK entweder über den Mist oder über die Gülle ins Feld (Kammann et al., 2017b; Quicker and Weber, 2016). Wird die Gülle mittels Schleppschlauch und Einschlitzverfahren in den Boden eingetra-



Abb. 13: Vertikal grabende Regenwürmer verfrachten den aufgenommenen PK-Mist mit ihren Ausscheidungen in tiefere Bodenschichten. (Bild: Freddy Abächerli)

gen, gelangt auch die Pflanzenkohle in die Zone, wo sie agronomisch am wertvollsten ist. Wird die PK-Gülle z.B. mittels traditionellem Prallteller ausgebracht, verbleibt die nährstoffbeladene PK an der Oberfläche und wird nur langsam über die Aktivität von Bodenlebewesen in den Boden eingetragen;

je biologisch aktiver und bewachsener der Boden ist, desto schneller erfolgt der Transport in tiefere Bodenschichten. Gleiches gilt bei der üblichen Ausbringung von gelagertem oder kompostiertem Mist mittels Miststreuer, sofern wie auf Weiden keine Bodenbearbeitung folgt.

Kompostierter PK-Mist wird allerdings schneller zersetzt und biologisch eingearbeitet als Gülle oder Biogasgülle.

Wird die Pflanzenkohle in der Fütterung von Freilandtieren eingesetzt, wird die Pflanzenkohle mit dem Dung ebenfalls auf der Bodenoberfläche abgelegt, wird aber je nach biologischer Aktivität der Weide recht schnell in den Boden eingetragen (Joseph et al., 2015; Schmidt et al., 2019). Das Einpflügen grosser Mengen unbehandelter Pflanzenkohle wird nicht empfohlen und entspricht auch nicht der landwirtschaftlichen Praxis.

Es wird seit Jahren immer wieder diskutiert, PK zu den Biomassen von Vergärungsanlagen zu mischen, um den Gasertrag zu erhöhen (Dietrich et al., 2020; Fagbohungebe et al., 2017). Allerdings ist die Datenlage hierfür widersprüchlich, und es gibt noch kein bewährtes Rezept, welches in verschiedenen Biogasanlagen für verschiedene Biomassen empfohlen werden kann. Biogasgülle eignet sich durchaus zur organischen Nährstoffbeladung von PK (Glaser et al., 2015; Kizito et al., 2015; Monlau et al., 2015). Allerdings wird dadurch aus einem derzeit kostenlosen Reststoff (Biogasgülle) ein teures Düngemittel mit vermutlich eher limitierten Vermarktungschancen, sofern nicht bereits die Einbringung von Pflanzenkohle in die zu vergärende Biomasse weiteren ökonomischen Nutzen wie z.B. die Erhöhung des Gasertrags erbringt. Durch die vorwiegende Nutzung von Feststoffvergärungsanlagen fällt in der Schweiz ohnehin kaum Biogasgülle an. Die Reststoffe aus der Feststoffvergärung eignen sich hingegen sehr gut als Ausgangsmaterial für die Pyrolyse (Buss et al., 2016; Monlau et al., 2015).

5. Risiken und potentielle Langzeitfolgen

Welches sind mögliche negative Langzeitfolgen durch die Akkumulation von Pflanzenkohle in Schweizer Böden?

5.1 Konzentrierung von Schwermetallen

Pflanzenkohle kann grundsätzlich sowohl Schwermetalle als auch organische Schadstoffe enthalten. Schwermetalle kommen auf natürliche Weise in allen Biomassen vor. Diese natürlichen Hintergrundkonzentrationen sind für Mensch und Umwelt in der Regel unbedenklich, bzw. in geringen Dosen sogar lebenswichtig. Da bei der Pyrolyse organische Bestandteile zersetzt werden, Metalle aber nicht, kommt es zu einer gewissen Aufkonzentration der Schwermetalle in der entstehenden Kohle. Nur wenige Schwermetalle gehen während der Pyrolyse in die Gasphase über (d.h. sie verdampfen und werden über die Gasreinigung der Pyrolyseanlage entfernt), ein Beispiel wäre Quecksilber, das einen sehr niedrigen Siedepunkt (357 °C) aufweist, aber auch Cadmium bei Pyrolysetemperaturen über 600 °C (Versuchsbericht Entsorgungsverband Saar).

Je höher die Pyrolyseintensität (Temperatur, Druck, Katalysatoren, etc.) ist, desto höher ist der Massenschwund und damit die Aufkonzentrierung der Schwermetalle, die ursprünglich in der Biomasse enthalten waren. Der entscheidende Faktor für den Schwermetallgehalt der Pflanzenkohle liegt jedoch eindeutig in der Auswahl der Ausgangsmaterialien. Schwermetall kontaminierte Biomassen ergeben kontaminierte Pflanzenkohlen. Aus diesem Grund kontrolliert das europäische Zertifizierungsorgan (EBC, 2012) die Biomassen und analysiert die daraus produzierten Pflanzenkohlen auf Einhaltung der Grenzwerte, die für die Bodenschutzverordnung gelten. Es ist allerdings auch zu bemerken, dass die in der Pflanzenkohle gebundenen Schwermetalle praktisch nicht löslich sind und somit weder pflanzenverfügbar sind (Sørmo et al., 2020) noch das Grundwasser belasten.

Chrom und Nickel können zudem in den Hochtemperaturbereichen der Reaktoren aus der Stahllegierung abgerieben werden. Dieses Risiko wird durch die Verwendung angepasster Stahlwerkstoffe für den Bau der Pyrolyseeinheit minimiert und durch Zertifikatsanalysen kontrolliert.

Wenn Pflanzenkohle zum Beispiel bei der Kompostierung oder zur Güllebehandlung eingesetzt wird, so adsorbiert diese je nach Aufwandsmengen einen signifikanten Anteil der im organischen Substrat enthaltenen Schwermetalle. Bei Hofdünger betrifft dies insbesondere die in der Ferkelzucht und der Hühnerhaltung als Futterergänzungsmittel eingesetzten Kupfer und Zink (Yazdankhah et al., 2014). Bei der Kompostierung von Strassenbegleitgrün oder Fruchttrestern

können ebenfalls erhöhte Schwermetallgehalte auftreten (Mohee and Soobhany, 2014). Zu einer Akkumulation von Schwermetallen im Porensystem von PK kann es auch bei der Anwendung zur Sanierung belasteter Böden kommen. Die so adsorbierten Schwermetalle sind in der Regel nicht oder nur schwer bioverfügbar (Ahmad et al., 2014; Beesley et al., 2011). Im Vergleich zur Applikation von nicht mit PK versetzter Gülle oder Kompost kann davon ausgegangen werden, dass die Auswaschung insbesondere von Kupfer und Zink reduziert wird (Peng et al., 2018). Es kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass unter bestimmten Umständen, z.B. einer starken Absenkung des pH-Wertes oder einer Verschiebung des Redox-Potentials (Eh) des Bodens, die adsorbierten Schwermetalle wieder gelöst oder anderweitig bioverfügbar werden. Der Eh kann zum Beispiel durch Überschwemmung von landwirtschaftlichen Böden rasch und stark sinken, sodass die dann einsetzende Aktivität von Mikroorganismen bestimmte Schwermetalle mobilisieren kann. Inwiefern es dadurch aber tatsächlich zu einer höheren und schnelleren Desorption bestimmter Schwermetalle von der PK kommt, ist wissenschaftlich bisher nicht hinreichend untersucht worden und ist derzeit als spekulativ anzusehen (Husson, 2012). Signifikante Absenkungen des pH-Wertes von landwirtschaftlichen Böden geschehen in der Regel langsam über viele Jahre, so dass es weitestgehend ausgeschlossen werden kann, dass an PK adsorbierte Schwermetalle innert kurzer Zeit in die Bodenlösung gehen könnten.

Die Wahrscheinlichkeit, dass von PK adsorbierte Schwermetalle Monate oder Jahre nach der Bodenapplikation plötzlich durch sich ändernde Umweltbedingungen massiv bioverfügbar werden ist ausserordentlich gering, kann aber auf Basis der vorliegenden wissenschaftlichen Literatur nicht komplett ausgeschlossen werden. Gerade hinsichtlich der Problematik von Zink und Kupfer in Gülle und Mist legt die wissenschaftliche Literatur jedoch nahe, dass der Zusatz von Pflanzenkohle die Belastung der landwirtschaftlichen Böden mit diesen beiden Schwermetallen deutlich reduziert.

5.2 Auswaschung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK)

Der Gehalt an organischen Schadstoffen wird im Gegensatz zu den Schwermetallen vor allem durch den Pyrolyseprozess gesteuert. Auch wenn völlig unbelastete, unbehandelte Biomasse als Ausgangsstoff verwendet wird, werden während der Pyrolyse Schadstoffe in Form von PAKs gebildet werden. PAKs entstehen vor allem in der Gasphase, und der bei weitem grösste Anteil der so gebildeten PAKs wird in der nachgeschalteten Verbrennung der Gase eliminiert. Daher ist der kritische Punkt bei der Herstellung von Pflanzenkohle die Trennung von Gasphase

und Feststoff (Pflanzenkohle), da ansonsten PAKs von der sich abkühlenden Kohle aufgenommen werden. Daher ist es wichtig, sich bei der jeweiligen Pyrolyse-Technologie darüber im Klaren zu sein, welche Parameter für eine saubere Abtrennung der Pyrolyse-Gase entscheidend sind und wie diese kontrolliert werden können.

Bei Pflanzenkohlen, die einen geringen PAK-Gehalt von unter 6 g pro t aufweisen, kann davon ausgegangen werden, dass diese PAK praktisch nicht desorbierbar und damit nicht bioverfügbar sind (Hilber et al., 2017b). Im Pansen von Rindern können PAK jedoch aufgrund der dort herrschenden chemischen Bedingungen mobilisiert werden (Hilber et al., 2019), was die besonders strengen Grenzwerte für Futtermittelkohle rechtfertigt (EBC, 2018).

Während PAK organische Schadstoffe sind, die im Pyrolyseprozesses entstehen, werden fast alle anderen organischen Schadstoffe, die ursprünglich in der Biomasse vorhanden waren, durch die hohen Temperaturen in der Pyrolyse zerstört. Dies wurde zum Beispiel bei der Pyrolyse von Klärschlamm untersucht, da hier vielfältige Belastungen vorliegen. Mehrere Studien haben gezeigt, dass Medikamentenrückstände (Ross et al., 2016), Hormone wie Östrogene (Hoffman et al., 2016), Erbinformationen zu Antibiotika-Resistenzen (Kimbell et al., 2018) und polychlorierte organische Schadstoffe wie Dioxine (Dai et al., 2018) unter pyrolytischen Bedingungen effektiv eliminiert werden können. Auch PAK können in der Pyrolyse zerstört werden (Fristak et al., 2019) - die niedrigen PAK-Gehalte in pyrolysiertem Klärschlamm aus kommerziellen Pyrolyse-Anlagen bestätigen diese Ergebnisse (Hagemann et al., 2018b). Dennoch muss immer vorab überprüft werden, unter welchen Bedingungen (Temperatur und Verweilzeit, ggf. zusätzlich technologiespezifische Parameter) organische Schadstofffrachten eines spezifischen Ausgangsstoffs sich in der Pyrolyse ausreichend eliminieren lassen.

Wird, aus welchen Gründen auch immer, Pflanzenkohle mit einer erhöhten Schadstoffbelastung hergestellt, so dass eine Anwendung in der Landwirtschaft nicht in Frage kommt, so kann die Pyrolyse dennoch eine sinnvolle Methode des Kohlenstoffrecyclings sein. Für solche Pflanzenkohlen gibt es vielfältige nicht landwirtschaftliche Anwendungen wie z.B. als Additiv im Asphalt (Zhao et al., 2014), wobei freilich ebenfalls, wenn auch höhere Grenzwerte für Schadstoffe eingehalten müssen. Für solche Pflanzenkohlen wurde 2020 die Kategorie EBC-Materialien eingeführt (EBC, 2012).

Es ist zu beachten, dass die für PK spezifizierten Methoden der PAK-Analyse nur in Europa standardisiert und angewendet werden. In Europa hat sich daher auch die Herstellung PAK-armer Pflanzenkohle etablieren können. Pyrolysate mit hohen PAK-Gehalten wie sie bei den meisten Holzvergaseranlagen anfallen (Hilber et al., 2017a), gelten in Europa weiterhin als

Sondermüll und müssen entsprechend entsorgt werden. Gerade in den USA, China und allgemein Südostasien stammen die meisten als PK (engl. «biochar») vermarkteten Pyrolysate aus Anlagen zur Holz- oder Reisschalenvergasung und weisen dadurch oft hohe bis sehr hohe PAK-Gehalte auf. Da diese jedoch nicht oder nur mit unzureichenden Methoden analysiert werden, ist das Problem in diesen Ländern noch weitestgehend unbekannt und wird nur zaghaft und an den Zulassungsbehörden vorbei diskutiert.

Ein besonders hervorstechendes Beispiel ist die 2018 von chinesischen Wissenschaftlern publizierte Studie zur pflanzlichen Aufnahme von PAK aus Pyrolysaten (Wang et al., 2018). Anstatt mit der für PK optimierten Extraktionsmethode (Toluolheissextraktion) haben die Autoren versucht, die PAKs der PK mittels N-Hexan und Dichloromethan aus der adsorbierenden Matrix herauszulösen. Die Verwendung der für PK ungeeigneten Extraktionsmethode führte dazu, dass die PAK-Gehalte um das Mehrfache unterschätzt wurden (Hilber et al., 2012). So konnten die Autoren behaupten, dass sämtliche untersuchten PKs unter dem damals gültigen Grenzwert für EBC basic von 12 mg kg^{-1} gelegen hätten. Dies kann jedoch unmöglich der Fall gewesen sein, was durch die nachfolgenden Messungen der Bioverfügbarkeit deutlich wurde. Aufgrund der falsch gewählten Analysemethoden kam es in der Publikation zu der Aussage, dass selbst von Pflanzenkohlen, die die geltenden Grenzwerte einhalten würden, Gefahren für Nutzer und Ökosysteme ausgehen. Der Gesamtgehalt an PAKs war aber in Wirklichkeit viel höher als der Wert, der mit der falsch ausgewählten Analysenmethode bestimmt wurde. Folglich konnte aus der untersuchten PK PAK mobilisiert werden, welche gesundheitliche Schäden bei Mensch und Tier verursachen könnten. Genau diese Befürchtung war allerdings der Grund, weshalb das EBC nicht nur strenge Grenzwerte, sondern vor allem auch eine an die Matrix der PK angepasste Methode zur Analyse und auch zur Probenahme entwickelte (Bachmann et al., 2015; Bucheli et al., 2014; Hilber et al., 2012). Nur so kann sichergestellt werden, dass die PAK-Gehalte auch tatsächlich so niedrig sind wie vom Gesetzgeber vorgegeben und daher, wie von Hilber et al. (2017) nachgewiesen, auch nicht in signifikanten Mengen biologisch verfügbar sind.

5.3 Immobilisierung anderer Schadstoffe wie Pflanzenschutzmittel oder Herbizide

Pflanzenkohle ist ein starker Adsorber für organische Moleküle wie sie in Pflanzenschutzmitteln (PSM) Verwendung finden (Mandal et al., 2017; Safaei Khorram et al., 2016). Die meisten der üblich eingesetzten Herbizide werden von PK präferiert aufgenommen (Hall et al., 2018; Herath et al., 2016; Reid et al., 2013). Die Adsorption von Pflanzenschutzmitteln und Herbiziden durch PK schützt Grund- und Oberflächenwasser sowie die Bodenfauna. Der Abbau

bodenschädigender Pestizide und Herbizide könnte sich damit unter Umständen verlangsamen, aber auch beschleunigen, was vom Boden, dessen biologische Aktivität und der jeweiligen Substanz abhängt. Solange die adsorbierten Schadstoffe nicht desorbieren, bedeutet ein verlangsamter Abbau jedoch weder einen Nachteil noch eine Gefahr.

Anders als im Fall von Schwermetallen ist die Desorption von organischen PSM nur in geringem Masse vom pH und Eh des Bodens abhängig, da hier andere Sorptionsmechanismen greifen. Desorption der PSM durch langfristige Bodenveränderungen sind somit weitestgehend auszuschliessen. Auch wenn sich die durchschnittlichen Partikelgrößen der PK durch Abrieb, Bodenbewegung und/oder Frost-Tau-Zyklen mit den Jahren vermindert, so wird dadurch die Adsorptionskapazität nicht beeinträchtigt. Da die PK sich nicht auflöst oder innerhalb von Jahrzehnten in signifikanten Mengen abgebaut wird, ist nicht zu erwarten, dass die sorbierten PSM plötzlich massiv in die Bodenmatrix treten.

Grundsätzlich ist zu bemerken, dass es zwar zahlreiche Studien zur Adsorptionskapazität von PK für PSM und insbesondere für Herbizide gibt (Hall et al., 2018; Inyang and Dickenson, 2015; Jablonowski et al., 2013; Ogbonnaya and Semple, 2013; Sopeña and Bending, 2013), dass es aber nur wenig bis keine wissenschaftlichen Daten über die Adsorption und Wechselwirkung von PK mit Metaboliten von PSM gibt (Dechene et al., 2014; Lei et al., 2020). Ob es also ein besonderes Risiko der Akkumulation von Metaboliten oder von deren verlangsamtem Abbau gibt, kann zum heutigen Zeitpunkt nicht sicher ausgeschlossen werden.

Insofern PK für die meisten Herbizide und Nematizide sowie andere direkt auf oder in den Boden applizierte PSM eine adsorptive Wirkung hat, ist im Allgemeinen davon auszugehen, dass die Wirkung dieser PSM durch PK-Applikationen verringert wird und höhere Aufwandmengen erforderlich werden (Graber et al., 2011; Graber and Kookana, 2015; Jones et al., 2011). In Landwirtschaftssystemen, die auf die Bodenapplikation von PSM angewiesen sind, sollte die Interaktion von PK mit den verwendeten PSM vorgängig überprüft werden; es könnte sein, dass in dem Fall von einer PK-Applikation abzuraten wäre.

Grundsätzlich bleibt zu bemerken, dass das mögliche Risiko einer Bodentoxizität durch Ko-Applikation von PK und PSM nicht von der Pflanzenkohle, sondern von den PSM stammt. Eine ökotoxikologische Gesamtbetrachtung, welche eine allfällige primäre Toxizität der PK (niedrig) von sekundären Effekten (ggf. verlangsamter Abbau) je nach Matrix und Substanz unterscheiden könnte, wäre wünschenswert, kann aber weder im Rahmen der vorliegenden Studie noch vollständig auf Basis der bisher veröffentlichten Literatur geleistet werden. Hierfür wären umfassendere Forschungsprojekte nötig.

5.4 Veränderung der Bodenfauna

In Kap. 3.6 konnte mittels vier aktueller Metaanalysen, die insgesamt 268 wissenschaftliche Publikationen mit 2717 Datensätzen auswerteten, gezeigt werden, dass die Applikation von Pflanzenkohle zu einer deutlichen Erhöhung der biologischen Aktivität des Bodens führt. Im Allgemeinen fördert Pflanzenkohle das Bodenleben (Dai et al., 2018; Drake et al., 2015; Kamau et al., 2019; Lehmann et al., 2011; Thies et al., 2014; Whitman et al., 2020; Zhou et al., 2017). Es gibt aber auch ein Gegenbeispiel, welches eine Reduktion der Anzahl an Regenwürmern beobachtete (Briones et al., 2020), was in dem Fall jedoch vor allem auf mangelnde Qualität nicht zertifizierter Pflanzkohle hinwies. Pflanzenkohle mit kontrollierter Qualität wird zum Beispiel in Wurmkompost-Systemen eingesetzt, was einerseits die Wurmkompostierung und Wurmaktivität positiv beeinflusst und andererseits die Biochar-Oberflächen mit funktionalen Bodenenzymen anreichert und als biologische Aktivierung beschrieben wird (Sanchez-Hernandez et al., 2019).

Es gibt viele Möglichkeiten, wie Pflanzenkohle Bodenmikroorganismen beeinflussen kann. Dies betrifft Veränderungen der physikalischen oder/und chemischen Eigenschaften des Bodens (u.a. pH, Redox, Nährstoffverfügbarkeit, Luft- und Wassergehalt), Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum (verstärktes Pflanzenwachstum bedeutet auch höhere Nährstoffverfügbarkeit für die Bodenfauna) und Interferenzen mit Botenstoffen (Masiello et al., 2013). All diese Parameter haben einen Einfluss auf die mikrobielle Aktivität, Zusammensetzung und Funktionalität, und es ist unmöglich, dies detailliert vorherzusagen. Insofern lassen sich die diesbezüglichen wissenschaftlichen Studien nur so zusammenfassen: Die Applikation von PK führt in der Regel zu höherer Biodiversität sowohl hinsichtlich der Anzahl der Arten als auch hinsichtlich der funktionalen Biodiversität. Nachteilige Langzeitwirkungen konnten nicht nachgewiesen werden, sofern für kontrollierte Qualität der Pflanzenkohle gesorgt wurde.

5.5 Zusammenfassung Schadstoffe und langfristige Wirkung

Aus technischer Sicht ist es heutzutage kein Problem mehr, saubere und unbelastete Pflanzenkohlen herzustellen. Die Verfahren dafür werden z.B. unter der VDI-Norm 3393 genau beschrieben, die analytischen Prozeduren bzw. die „Zutaten“ und Kontrollen für saubere Pflanzenkohleprodukte (z.B. über eine Positivliste und matrixadaptierten Analysevorschriften v.a. für PAK) sind im Europäisches Biochar-Zertifikat (EBC) festgeschrieben.

In der Forschung wird dem Thema „potentiell belastete Pflanzenkohlen“ kaum noch Beachtung geschenkt, weil hinreichend bekannt ist, wie eine Belastung zu vermeiden ist. Somit ist der

Einsatz unbelasteter Pflanzenkohlen nunmehr vor allem ein Thema für die Überwachung und Regulierung und weniger für Forschung und Entwicklung. Werden von einem Hersteller die Standards des EBC eingehalten (Analysen, Dokumentation der eingesetzten Biomassen und der Produktionsbedingungen), ist diese Überwachung gegeben.

6. Ausgangsstoffe zur Herstellung von Pflanzenkohle und deren Zulassung

Bisher wird nur unbehandeltes Holz als Ausgangsmaterial für Pflanzenkohle in der Schweiz bewilligt. Auf welche Stoffe könnte die Bewilligung ausgeweitet werden? Welche Risiken und Potentiale ergäben sich durch die Zulassung weiterer Ausgangsmaterialien?

Hinsichtlich der agronomischen Bedeutung der Pflanzenkohle gibt es keinerlei Anhaltspunkte, dass sich Holz besser als andere Biomassen pflanzlichen Ursprungs als Ausgangsstoff für Pflanzenkohle eignet. Wie in den verschiedenen Sektionen von Kapitel 3 gezeigt wurde, haben Pflanzenkohlen aus nicht holzigen Biomassen häufig sogar agronomische Vorteile, die zum einen auf den höheren Mineralstoffanteil und zum anderen auf die höhere Makroporosität (u.a. besser für mikrobielle Besiedlung) zurückzuführen ist. So hatte die Metastudie von Ye et al. (2020) bemerkenswerterweise ergeben, dass Pflanzenkohlen aus nichtholzigen Biomassen wie Stroh, Blättern oder Trester signifikante Ertragswirkungen in Verbindung mit Düngern zeigten, Pflanzenkohlen aus holzigen Biomassen hingegen nicht.

Auch hinsichtlich der Klimawirkung wäre es besser, Holz möglichst nicht zu pyrolysieren, sondern als Baumaterial oder Ausgangsstoff für die chemische Industrie oder als sonstigen Ersatz für fossile Kohlenstoffe in der Materialherstellung einzusetzen, wie sie von Frey et al. (2018) oder Song et al. (2018) beispielhaft gezeigt wurden. Holz ist eigentlich ein zu wertvolles Material, um durch Verbrennung oder Pyrolyse energetisch verwertet zu werden, ohne stofflich vorher genutzt worden zu sein. Unabhängig davon bleibt die Pyrolyse hinsichtlich der Klimawirkung natürlich besser als die Verbrennung.

Im Sinne der Kreislauf- und C-Senken-Wirtschaft sollte für nichtholzige Biomassen daher auf jeden Fall geprüft werden, sie als Ausgangsstoff für die Pflanzenkohleherstellung zu autorisieren. Die Empfehlung zur Autorisierung nicht holziger Biomassen für die Herstellung von Pflanzenkohle bedeutet keineswegs, dass jegliche Biomasse pyrolysiert werden könnte, sollte oder würde. Dies kann durchaus dem Markt überlassen werden. Stroh z.B., dass in der Tierhaltung benötigt und zu derzeitigen Preisen von 200 CHF pro Tonne (Trockensubstanz - TS) gehandelt wird, wäre viel zu teuer für die PK-Herstellung, wo mit maximalen Biomassepreisen von 100 CHF pro Tonne (TS) gerechnet wird. Bei einem üblicher PK-Ertrag von 20 - 25% der Biomasse (TS), bedeuten Biomassepreise von 100 CHF pro Tonne (TS) bereits 400 – 500 CHF Materialkosten pro Tonne Pflanzenkohle, was bei Händlerpreisen von 600 – 800 CHF pro

Tonne Biochar keine Gewinnmarge lässt, sofern nicht auch die freiwerdende Energie vermarktet werden kann. Höhere Biomassepreise würde das PK-Produkt nicht mehr konkurrenzfähig sein lassen.

Biomasse-Ausgangsstoffe für die Pyrolyse werden aus wirtschaftlichen Gründen vor allem Reststoffe aus der Verarbeitung land- und forstwirtschaftlicher Produkte sein, die sich sonst nicht weiter nutzen lassen. Im Anhang 1 des vorliegenden Dokuments ist die EBC-Positivliste für geeignete Biomasse-Ausgangsstoffe zur Pyrolyse abgedruckt. Die Liste enthält sowohl Reststoffe als auch Biomasse-Primärprodukte. Alle auf der Positivliste verzeichneten Biomassen erlauben es, mit der entsprechenden Pyrolysetechnologie saubere und nachhaltig einsetzbare (EBC-zertifizierte) Pflanzkohle herzustellen.

Es ist nicht davon auszugehen, dass bei einer Zulassung dieser sonstigen Biomassen das derzeitige System der landwirtschaftlichen Nährstoffrezyklierung wesentlich beeinträchtigt würde. Grundsätzlich eignen sich zwar alle auf der Positivliste aufgenommenen Biomassen auch für die Kompostierung sowie für Biogasanlagen, doch sind für die pyrolytische Umwandlung vor allem trockene, homogene, nährstoffarme und gut zerkleinerbare Biomassen von Vorteil, wohingegen für Kompostierung und Biogasanlagen eher feuchte und nährstoffreichere Biomassen von Vorteil sind.

Die in der Biomasse-Positivliste enthaltenen Ausgangsstoffe für die Pyrolyse sind teilweise wichtige Nährstoffträger, die als Hof- und Recyclingdünger in der Landwirtschaft eingesetzt werden (z. B. Ernterückstände, Gärreste). Während der Pyrolyse können zwar je nach Pyrolysebedingungen bis zu 50% des Stickstoffgehaltes der verarbeiteten Biomassen verloren gehen (Mohanty et al., 2013), Verluste in dieser Grössenordnung entstehen aber bei der Kompostierung und bei der Vergärung in Biogasanlagen einschliesslich der nachfolgenden Bodenapplikation ebenso. Bei der Pyrolyse fallen die Stickstoffverluste allerdings als atomarer, klimaneutraler Stickstoff an und nicht in Form von Nitratauswaschung sowie als Ammoniak- und Lachgasemissionen wie es bei der Kompostierung und Vergärung bzw. bei der Ausbringung von Hofdüngern der Fall ist. Hinsichtlich der N-Bilanz kann die Pyrolyse der Reststoffe daher nicht als nachteilig gegenüber den alternativen Reststoffverwertungen wie Kompostierung oder Vergärung angesehen werden.

Bei der Pyrolyse von Gärresten aus Biogasanlagen müssen diese zunächst einer mechanischen Behandlung unterzogen werden, z.B. durch eine Bandfilterpresse, um den Wassergehalt zu reduzieren. Nur der verbleibende Feststoff wird sodann pyrolysiert. Der durch die Vergärung bereits mineralisierte Stickstoff bleibt in Form von Ammonium im flüssigen Gärrest, der nicht

thermisch behandelt wird, sodass hier auch keine Verluste entstehen. Wird die aus dem Feststoff hergestellte Pflanzenkohle mit dem flüssigen Gärrest gemischt, können N-Verluste in Form von Lachgas- und Ammoniakemissionen sowie durch Nitratauswaschung im Vergleich zur direkten Ausbringung des Gärrests vermindert werden. Insgesamt wäre die Klimabilanz besser und die N-Bilanz etwa gleich, wenn der abgepresste Feststoff pyrolysiert und die Pflanzenkohle mit dem flüssigen Gärrest zu einem pflanzenkohle-basierten Dünger gemischt würde.

In der EU wurde das Düngemittelrecht 2019 mit der Verordnung (EU) 2019/1009 neu geordnet. Dort wurde festgelegt: *Unverzüglich nach dem 15. Juli 2019 bewertet die Kommission Struvit, Biokohle und Ascheprodukte. Falls sich aus der Bewertung ergibt, dass die Kriterien gemäss Absatz 1 Buchstabe b erfüllt sind– erlässt die Kommission gemäss Absatz 1 delegierte Rechtsakte, mit denen die genannten Materialien in Anhang II aufgenommen werden.*

Dieser delegierte Rechtsakt steht zwar noch aus (Stand 11/2020), aber die Regelungen zum Einsatz von Pflanzenkohle liegen bereits beschlussfertig vor. Hinsichtlich der Zulassung von Biomassen als Ausgangsstoff für die Herstellung von Pflanzenkohle hat sich die EU-Verordnung an der EBC-Positivliste orientiert. Alle in der EBC-Positivliste (Anhang 1) gelisteten Biomassen wären auch in der neuen EU-Verordnung zulässig. Seit 2020 ist das EBC in der Kategorie EBC-Agro zudem mit allen sonstigen Anforderungen dieser Verordnung konform.

„Pflanzenkohle (Pyrolyseprodukte) aus einem breiten Spektrum von organischen Materialien pflanzlichen Ursprungs» sind laut Anhang I Durchführungsverordnung (EU) 2019/2164 und gemäss der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 als Bodenhilfsmittel im biologischen Landbau zugelassen (EU-Bio, 2019). Auch hier gibt es keine Einschränkungen hinsichtlich der Biomassen, sofern sie nicht tierischen Ursprungs sind.

7. Biomassepotential für die Herstellung von Pflanzenkohle

Wie viel Biomasse wäre für die Nutzung des C-Sequestrierungspotentials durch Pflanzenkohle nötig? Wie viel Biomasse stünde für die Herstellung von Pflanzenkohle zur Verfügung?

Grundsätzlich würden in der Schweiz rund 2,9 Millionen Hektar Land für die Applikation von Biochar in Frage kommen. Dies umfasst land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen sowie Weideland und Alpflächen ebenso wie unversiegelte Siedlungsflächen, auch wenn diese nur teilweise der heutigen für Pflanzenkohle gültigen Düngemittelzulassung des BLW unterliegen. Auf Alpflächen würde die PK vermutlich nur über die Fütterung auf die Alp gelangen, da sonstige Düngung und Gülleaustragung eher unwirtschaftlich oder nicht autorisiert sind. In urbanen Flächen würde die PK vor allem für Baumpflanzungen, zur Revitalisierung von geschwächten Bestandsbäumen durch Injektion und in Form von Substraten für Dach- und Fassadenbegrünung sowie für Sickerbecken von Regenwasser und Strassengräben eingesetzt.

Auf Weiden kann die Pflanzenkohle sowohl über Gülle und Mist als auch über die Fütterung in den Boden gelangen. Im Obst-, Reb- und Gartenbau würde die Pflanzenkohle vor allem direkt bei der Pflanzung sowie mikronisiert über Tröpfchenbewässerung, in Pflugstreifen oder per Injektion eingebracht. Im Forst würde man PK vermutlich vor allem bei Neupflanzungen einsetzen. Zwar könnte man theoretisch auch per Injektion und Oberflächenapplikation arbeiten, aber das wäre kaum wirtschaftlich. Interessant ist im Kontext Forst auch das Konzept, einen geringen Anteil an Holzasche (Rostasche) aus Waldholzfeuerungen als Additiv in der Pyrolyse einzusetzen, um durch katalytische Wirkungen des in der Asche enthaltenen Kaliums den Kohleertrag zu erhöhen, aber auch um die mineralischen Nährstoffe in der Asche besser und mit geringen Gefahren der Auswaschung wieder in den Kreislauf zurückzubringen (Buss et al., 2019; Mašek et al., 2019). Die geltenden Grenzwerte für Schwermetallgehalte der Pflanzenkohle bleiben mit oder ohne den Einsatz von Holzasche als Pyrolyse-Additiv natürlich die gleichen.

Im Ackerbau (400.000 ha) wäre die Einbringung insbesondere als pflanzenkohle-basierte Dünger mittelfristig gut skalierbar und könnte über Unterfussdüngung, Injektion, das reihenweise Einpflügen oder auch über konventionelles Streuen und Einpflügen erfolgen.

Bei durchschnittlichen Applikationsmengen von jährlich 0,5 – 1 t Pflanzenkohle pro ha würden, wenn man zudem davon ausgeht, dass auf rund 50% der Flächen Pflanzenkohle eingesetzt würde, jährlich ca. $(2'900'000 \text{ ha} * 50\% * 0.5 \text{ t PK/ha}) = 725.000 \text{ t}$ bis 1.500.000 t Pflanzenkohle benötigt (siehe Tab. 4). Zieht man für die PK-Applikation nur die Landwirtschaftsfläche

heran, die gedüngt werden darf (Acker-, Weideland und Alp sowie Obst-, Reb- und Gemüsebau), so ergibt sich ein jährlicher Bedarf von $(1'481'000 \text{ ha} * 50\% * 0.5 \text{ t PK/ha} =) 370.000 \text{ t}$ bis 740.000 t . Die folgenden Abschätzungen zur Verfügbarkeit der dafür notwendigen Biomasse stützen sich insbesondere auf die Publikationen von Thees et al. (2017) sowie Burg et al. (2018).

Nach Thees et al. (2017) stehen in der Schweiz bereits heute 17,6 Millionen t (Mt) nachhaltig erzeugter Biomasse, die bisher nicht energetisch genutzt wird, zur Verfügung. Dies entspricht rund 3 Mt Trockensubstanz, aus der bei einem Ertrag von 25% rund 750.000 t Pflanzenkohle pyrolysiert werden könnten. Theoretisch wäre also das Biomassepotential bereits heute vorhanden. Der grösste Anteil, der bisher nicht energetisch genutzten Biomasse liegt jedoch als Hofdünger vor (54% der TS), welcher bereits direkt oder über die Kompostierung als Dünger rezykliert wird. Ohne eine Umwidmung der derzeitigen Biomassenutzung wären für eine pyrolytische Nutzung nur etwa 1,4 Millionen t (TS) für 350.000 t Pflanzenkohle verfügbar.

Allerdings sollte die Möglichkeit der Pyrolyse von Hofdünger tatsächlich geprüft werden. Der bei der Pyrolyse von Hofdüngern zu erwartende N-Verlust von 50% entspricht in etwa der gleichen Grössenordnung, wie sie auch bei der Gülle- und Mist-/Kompostwirtschaft angesetzt werden muss (Oenema et al., 2007). Mit dem gewichtigen Unterschied, dass die N-Verluste bei der Pyrolyse und der Anwendung des pyrogenen Wirtschaftsdünger weder als Nitratauswaschung noch als Ammoniak oder Lachgasemission zum Umweltproblem werden, sondern durch die standardmässige Abgasreinigung als molekularer Stickstoff (N_2) wieder in die Atmosphäre zurückkehren. Damit erfolgt der Verlust an Stickstoff kontrolliert, messbar und in Form von Emissionen ohne Klimawirkung. Zudem werden im Gegensatz zur Lagerung und Ausbringung von Gülle anoxische Verhältnisse konsequent vermieden, was die Bildung von Methan drastisch mindert. Durch die Pyrolyse von Hofdünger könnten in der Schweiz aus insgesamt 3,1 Millionen Tonnen Hofdünger (TS) ca. 800.000 t PK-ähnliche Hofdünger pro Jahr produziert werden.

Wenn zudem die Biomassekraftwerke der Schweiz auf die Technologie der Holzvergasung umgestellt würden, wobei durch Effizienzsteigerung etwa die gleiche Menge Energie produziert werden könnte, würden bis zu 10% des Biomasse-Trockengewichts als Pflanzenkohle anfallen, die bei Einsatz geeigneter, moderner Technologie auch die Anforderungen des EBC erfüllen. Damit könnten zusätzlich aus 2,3 Millionen t (TS) holziger Biomasse bis zu 230.000 t Pflanzenkohle gewonnen werden. Somit könnte, sogar ohne Umwidmung der heutigen Biomassenutzung rund 580.000 t Pflanzenkohle pro Jahr hergestellt werden, womit rund

Dreiviertel der düngbaren Landwirtschaftsfläche der Schweiz mit 500 kg Pflanzenkohle pro Hektar versorgt werden könnten.

Weitere potentielle, derzeit kaum oder suboptimal genutzte Biomassen sind Gärreste aus Biogasanlagen sowie biologische Hausabfälle (grüne Tonne), deren Kontamination mit Kunststoffen die Rezyklierung als Biodünger langfristig schwierig macht. Durch die Pyrolyse könnten die Kunststoffverunreinigungen der Biomasse eliminiert werden (Bernardo et al., 2012; Bläsing and Amelung, 2018; siehe auch Projektreport «CoPyKu»/ UTF 626.05.20 an BAFU von 2020).

Mit zusätzlichen Massnahmen zur Erhöhung der Biomasseproduktivität könnten in der Schweiz durchaus sogar mehr als das Doppelte an Pflanzenkohle produziert werden. Für ein solches Maximalszenario müssten auf dem Ackerland nicht nur Teile des Stroh und der Spelzen pyrolytisch verwertet werden, sondern auch konsequent Zwischenfrüchte und Biomassestreifen (Agroforst, zum Beispiel streifenförmige Kurzumtriebe) angebaut werden. Naturwiesen und Weiden müssten zudem mit Bäumen und ökologisch angepassten Biomassestreifen aufgewertet werden. Im Obst-, Reb- und Gartenbau müssten konsequent Schnittholz und Erntereste pyrolytisch aufbereitet werden. Das Waldholz aus dem jährlichen Aufwuchs dürfte nicht mehr energetisch, sondern nur noch für C-speichernde Materialien und Pyrolyse verwendet werden. Bei all diesen Massnahmen bleibt jeweils zu beachten, dass stets genügend Streu und Mulch auf den Flächen zurückbleibt, um für Bodenbedeckung und Erhalt der Biodiversität zu sorgen. Darüber hinaus müssten die urbanen Biomassen wie Klärschlamm und Bioabfälle konsequent einer pyrolytischen Verarbeitung zugeführt werden (siehe Tab. 3).

Tab. 3: Abschätzung des theoretischen Biomassepotentials der Schweiz

	Fläche in ha	Potential für sekundäre Biomassen in t(TS)/ha	Biomasse-Potential in t(TS)/a	Kommentare
Ackerland	407'100	4.0	1'628'400.0	Bei einem durchschnittlichen Strohertrag von 6 t(TS)/ha + Spelzen, Biomassestreifen, Zwischenfruchtstroh
Naturwiesen / Weiden	509'767	2.0	1'019'534.0	Umwandlung in Silvopasture mit Bäumen und Biomassestreifen (20% der Fläche)
Alpflächen	513'860	-	-	Biomasseproduktivität gering, schwer Biomasse zu ernten
Obst-, Reb-, Gartenbau	50'973	2.0	101'946.0	Jährliches Schnittholz 1.5 - 3 t(TS)/ha
Forst	1'293'100	3.0	3'879'300.0	Natürlicher Aufwuchs 6.5 t(TS)/ha, davon nur knapp 50% wegen anderer Nutzung und schlechter Erreichbarkeit von Bergwäldern
unversiegelte Siedlungsflächen	115'800	6.9	800'000.0	200'000 t(TS) Klärschlamm, 500'000 t(TS) Lebensmittelreste nach Vergärung, 100'000 t(TS) Kehrriecht
Gesamt	2'890'600		7'429'180	

Würden alle diese Massnahmen in der Schweiz umgesetzt, würde sich ein theoretisches Biomassepotential von rund 7,4 Millionen Tonnen Biomasse (TS) für die Verarbeitung zu

Pflanzenkohle, Pyrolyseöl und Pyrolysegas ergeben (Tab. 4). Selbst mittelfristig liesse sich ein solches Maximalszenario kaum umsetzen, da zum einen verschiedene Biomassen bereits für andere Nutzungsarten verwendet werden (v.a. energetische Nutzung, Mulch und Einstreu) und es zum anderen gesetzliche Vorschriften und langfristige Bundesstrategien gibt, welche eine pyrolytische Verwertung bestimmter Biomassen momentan erschweren (v.a. Klärschlammverbrennung, Vergärung). Hier muss jeweils im Einzelfall geprüft werden, ob und wie Pyrolyse mit allen Randbedingungen vereinbar eingesetzt werden kann, und ob angesichts der zu erreichenden Klimaziele unter Umständen andere Prioritäten zu setzen sind.

Burg et al. (2018) haben ein ähnlich hohes theoretisches Biomassepotential von 13,8 Mt für die Schweiz ermittelt, wovon nach Ansicht der Autoren nur etwa die Hälfte nachhaltig bereitgestellt werden könnte (6,3 Mt, Tab. 4). Unter Abzug der bereits anderweitig genutzten bzw. entsorgten Biomassen (3,4 Mt) berechnen sie das derzeit realistisch noch zusätzlich nutzbare Biomassepotential als 2,8 Mt. Insofern der Fokus von Burg et al., (2018) vor allem auf dem energetischen Potential der Biomassen lag, lassen sich die Daten nicht direkt auf das C-Senken-Potential durch Biomassepyrolyse übertragen, aber sie sind eine hervorragende Grundlage, um verschiedene solche Szenarien unter unterschiedlichen Annahmen und Zeithorizonten für die Schweiz zu berechnen, was den Rahmen der vorliegenden Studie allerdings übersteigen würde. Je nach den getroffenen Annahmen hinsichtlich der stofflichen und energetischen Nutzung, der ökonomischen Rahmenbedingungen und der gesetzlicher Entsorgungsvorschriften wird das jährliche Biomassepotential der Schweiz zwischen 2025 und 2050 voraussichtlich zwischen 2,8 und 7,4 Mt (TS) liegen.

Tabelle 4: Potential der schweizerischen Biomasse-Ressourcen für die energetische Nutzung. (Quelle: Burg et al., 2018).

	Biomass resource	Fresh mass (Mt)	Dry mass (Mt)	Primary energy content (PJ)
Theoretical potential	Animal manure	24.2	3.1	48.8
	Agricultural crop by-products	2.8	0.8	14.9
	Sewage sludge	8.7	0.3	4.9
	Organic fraction of household garbage	0.8	0.4	6.0
	Green waste from households and landscape	0.8	0.3	4.3
	Commercial and industrial organic waste	2.2	1.0	13.6
	Waste wood	(1.0) ^a	(0.8) ^a	(14.4) ^a
	Wood residues	(2.5) ^a	(1.5) ^a	(24.0) ^a
	Forest wood	13.5	7.3	107.5
	Wood from landscape maintenance	1.2	0.6	9.4
	Total	54.1	13.8	209.4

8. Das Klimapotential von Pflanzenkohle in der Schweiz

8.1 Welches Potential haben Schweizer Böden (landwirtschaftlich genutzte Böden, Waldböden, städtische Böden) für die C-Sequestrierung durch Pflanzenkohle, ohne die Bodenfruchtbarkeit zu gefährden?

Wie in Kapitel 4.3 dargelegt, ist keine maximale Applikationsmenge für Pflanzenkohle zu erkennen, oberhalb derer die Bodenfruchtbarkeit gefährdet würde. Bei jährlichen Applikationsmengen von 0.5 – 1 Tonnen pro Hektar und Jahr würden, wenn im Jahr 2021 damit begonnen würde, im Jahr 2050 lediglich Gesamtmengen von 15 bis 30 t/ha erreicht. Dies entspräche 0,3 bis 0,6 % des durchschnittlichen Oberbodengewichts (oberste 35 cm) und würde bei einem durchschnittlichen Gehalt an OBS von 5% bedeuten, dass $[0.3\% \cdot 70\% \text{ C} / (5\% \cdot 1.72 \text{ C}) =]$ 7 – 14% des Bodenkohlenstoffs pyrogenen Ursprungs wäre.

Geht man davon aus, dass der Bodenkohlenstoff zwar im globalen Durchschnitt zu 14% aus natürlichem pyrogenen Kohlenstoff (PyC) besteht, in Mitteleuropa jedoch nur zu durchschnittlich 6% (Reisser et al., 2016), so würde in der Schweiz die jährliche Applikation von 0,5 – 1 t/ha für 30 Jahre den PyC-Gehalt des Bodenkohlenstoffs lediglich in einem Masse erhöhen, dass er dem globalen Durchschnitt entsprechen würde. Beachtet man ferner, dass Massnahmen zum Aufbau der OBS durch die Applikation von Pflanzenkohle gefördert werden und der OBS-Gehalt mit pflanzenkohle-basierter Düngung steigt (Kap. 3.8), so würde dementsprechend der prozentuale PyC-Anteil an der OBS weniger stark zunehmen. Wie in Abb. 13 gezeigt, kann der natürliche PyC-Anteil bis über 50% des SOC-Gehaltes betragen. Es ist nicht überliefert, dass diese extrem hohen PyC-Anteile sich negativ auf die Produktivität der Fläche ausgewirkt hätten. In Kap. 4.1 wurde dargelegt, dass auf alten Köhlerstandorten Böden in Belgien mit über 100 t PK/ha entstanden sind, deren Produktivität die der Nachbarflächen um über 20% übertrifft (Kerré et al., 2017).

Basierend auf den hier zusammengefassten Daten und basierend auf einem starken wissenschaftlichen Konsens (siehe Kap. 3) kann mit sehr hoher Sicherheit davon ausgegangen werden, dass jährliche Applikationsmengen von 0,5-1 t/ha über einen Zeitraum von 30 Jahren oder ein- bis mehrmalige Applikationen von 30 t/ha keine negativen Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit haben würden (siehe Kap. 5). Die Menge von 30 t/ha beinhaltet eine sehr hohe Sicherheitsmarge, da es viele wissenschaftlich gut dokumentierte Beispiele dafür gibt, wie auch grosse Mengen pyrogenen Kohlenstoffs (> 100 t/ha, siehe Kap. 3) die Bodenfruchtbarkeit fördern, auf keinen Fall aber verschlechtern.

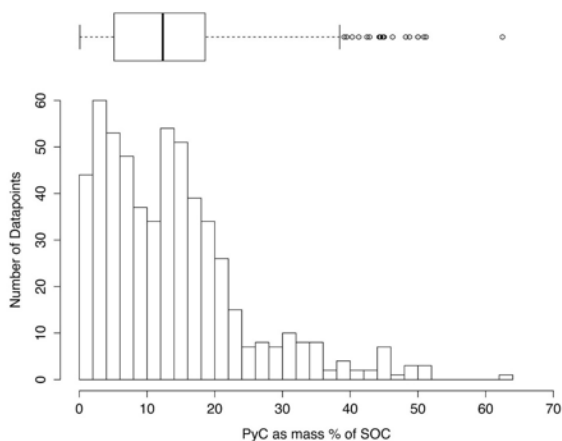


Abb. 13: Häufigkeitshistogramm des Gehalts an pyrogenem Kohlenstoff (PyC) in Massen-% des gesamten Bodenkohlenstoffs (SOC) für 569 einzelne, global durchgeführte Bodenanalysen. Jede Spalte stellt einen Zuwachs von 2% des PyC-Gehalts dar. (Reisser et al., 2016)

Geht man im Ackerbau, in der Weide- und Almwirtschaft, Forst und im Obst-, Reb-, und Gartenbau von durchschnittlichen Applikationsmengen von 1 Tonne pro Hektar und Jahr aus und auf unversiegelten Siedlungsflächen von jährlich 2 t/ha; und nimmt man ferner an, dass nur 30% des Forsts und 70% der Almen und urbanen Flächen, aber 80 bis 90% des Ackerlands und der Weiden mit pflanzenkohle-basierter Düngung aufgewertet werden, so ergibt sich für die Schweiz ein jährlicher bodenbasierter Aufbau von Kohlenstoffsenken in Höhe von 3,9 Megatonnen (Mt) CO₂eq (Tab. 5b). Um diese Menge zu erreichen, würden allerdings 7,4 Mt Biomasse (TS) benötigt, was, wie oben dargelegt, zwar theoretisch möglich wäre, die derzeit ökonomisch und legal verfügbaren Biomassen um einen Faktor von 2,5 übersteigt (siehe Kap. 7). Mit den derzeit nach (Thees et al., 2017) verfügbaren Biomassen von 3 Mt könnten nur deutlich weniger Flächen mit geringeren Mengen Pflanzkohle versorgt werden, was ein Gesamtpotential an C-Senken von nur 1,5 Mt CO₂eq ergäbe (Tab. 5a)

Die C-Senken-Werte von 3,9 Mt bzw. 1,5 Mt CO₂eq entsprechen knapp 8,2% bzw. 3,3% der CO₂eq-Emissionen der Schweiz vom Jahre 2017. Werden die Emissionen der Schweiz bis 2050 wie geplant um 90% gesenkt, so könnte die C-Senken-Leistung der jährlichen PK-Applikation in der Land- und Forstwirtschaft sowie auf urbanen Flächen 82% bzw. 33% der gesamten noch verbleibenden CO₂eq-Emissionen kompensieren (Tab. 5).

Die Biomasse, die für den jährlichen Aufbau dieser C-Senkenleistung benötigt würde (7,4 bzw. 3 Mt TS) könnte, wie in Kap. 7 dargelegt, aus landwirtschaftlichen Sekundär- und Biorecyclingprodukten in der Schweiz gewonnen werden. Die tatsächlich verfügbaren Biomassenmengen hängen von den in Kap. 7 beschriebenen wirtschaftlichen und gesetzlichen Rahmenbedingungen ab.

Würde allerdings nicht nur das feste Pyrolyseprodukt (Pflanzkohle), sondern auch das entstehende Pyrolyseöl für geologische Senken oder für Materialien wie z.B. Asphalt verwendet,

so dass der enthaltene Kohlenstoff sequestriert bleibt, so erhöht sich die Kohlenstoffeffizienz der Pyrolyse auf bis zu 70% (Schmidt et al., 2019; Werner et al., 2018). In dem Fall könnten zusätzlich zur agronomischen Anwendung der Pflanzenkohle zusätzliche C-Senken durch Nutzung in Materialien (Ersatz von fossilem C) oder in geologischen Lagerstätten geschaffen werden. Diese Methode wird «*pyrogenic carbon capture and storage*», kurz PyCCS, genannt (Schmidt et al., 2019). Das schweizerische PyCCS-Gesamtpotential liegt zwischen 3,9 und 9,5 Mt CO₂eq je nach den verfügbar gehaltenen Biomassen (Tab. 5).

Tab. 5: C-Senken-Potential für landapplizierte Pflanzenkohle und Gesamt-PyCCS-Potential für sekundäre Biomassen in der Schweiz. Das obere Szenario (5a) basiert auf den nach (Thees et al., 2017) verfügbaren Biomassen der Schweiz. Das untere Szenario (5b) ist ein Maximal-Szenario, das auf maximal verfügbaren Biomassen nach Tab. 4 beruht. Die Flächendaten basieren auf Daten des Statistischen Bundesamts (Statistischen Atlas der Schweiz 2009-2020). Die Flächenanteile und mittlere Applikationsmengen sind Expertenschätzungen. Das C-Senken-Potential beruht auf Durchschnittswerten des EBC für vergleichbare Pflanzenkohlen. Das PyCCS-Potential wurde berechnet nach (Schmidt et al., 2019). Die Senken-Emissions-Verhältnis ist das Verhältnis der CO₂eq-Emissionen zur Gesamtmenge der geschaffenen CO₂eq-Senke im Vergleichszeitraum (2020 bzw. 2050), bezogen hier auf die CO₂eq-Emissionen von 47,2 Millionen t pro Jahr für 2020 und 10% dieses Wertes für 2050 (entsprechend den Klimazielen des Bundesrates).

PyCCS-Szenario Schweiz basierend auf einer Biomasse-Verfügbarkeit von 3 Mt(TS) pro Jahr.												
	Fläche in ha	Anteil der Fläche mit PK-Applikation	Applikationsweg	Mittlere PK-Applikationsmenge in t(TS)/ha/a	Bedarf an PK in t(TS)/a	Potential für sekundäre Biomassen in t(TS)/ha	Biomasse-Potential in t(TS)/a	Bedarf an Biomasse für PK in t(TS)/a	C-Senken-Potential der PK	Jährlicher C-Senken-Aufbau in t CO ₂ eq	Gesamtlandsenke in CO ₂ eq im Jahr 2050 in Millionen t	Gesamt PyCCS-Potential (Land+Material Senke) in tCO ₂ eq/a
Ackerland	407'100	50%	Injektion	0.9	183'195	2.5	1'017'750.0	824'378	55%	369'443	11'083'298	1'306'113
Naturwiesen / Weiden	509'767	50%	Gülle	0.7	178'418	1.0	509'767.0	802'883	70%	457'941	13'738'221	654'201
Alpflächen	513'860	20%	Futter	1	102'772	-	-	462'474	70%	263'781	7'913'444	-
Obst-, Reb-, Gartenbau	50'973	50%	Injektion	1	25'487	2.0	101'946.0	114'689	60%	56'070	1'682'109	130'831
Forst	1'293'100	10%	Injektion	1	129'310	1.0	1'293'100.0	581'895	67%	317'672	9'530'147	1'659'478
unversiegelte Siedlungsflächen	115'800	30%	Substrat	1.5	52'110	1.0	115'800.0	234'495	45%	85'982	2'579'445	148'610
Gesamt düngbare Fläche	1'481'700	40%		1.0	489'872	1.1	1'629'463.0	2'204'424	66%	1'147'236	34'417'071	2'091'144
Gesamt Schweiz	2'890'600				671'292		3'038'363	3'020'814		1'550'889	46'526'663	3'899'233
Senken-Emissions-Ratio 2020										3.3%		8%
Senken-Emissions-Ratio 2050										33%		83%
Maximum PyCCS-Szenario basierend auf einer Biomasse-Verfügbarkeit von 7,4 Mt(TS) pro Jahr												
	Fläche in ha	Anteil der Fläche mit PK-Applikation	Applikationsweg	Mittlere PK-Applikationsmenge in t(TS)/ha/a	Bedarf an PK in t(TS)/a	Potential für sekundäre Biomassen in t(TS)/ha	Biomasse-Potential in t(TS)/a	Bedarf an Biomasse für PK in t(TS)/a	C-Senken-Potential der PK	Jährlicher C-Senken-Aufbau in t CO ₂ eq	Gesamtlandsenke in CO ₂ eq im Jahr 2050 in Millionen t	Gesamt PyCCS-Potential (Land+Material Senke) in tCO ₂ eq/a
Ackerland	407'100	80%	Injektion	1	325'680	4.0	1'628'400.0	1'465'560	55%	656'788	19'703'640	2'089'780
Naturwiesen / Weiden	509'767	75%	Gülle	1	382'325	2.0	1'019'534.0	1'720'464	70%	981'301	29'439'044	1'308'402
Alpflächen	513'860	70%	Futter	1	359'702	-	-	1'618'659	70%	923'235	27'697'054	-
Obst-, Reb-, Gartenbau	50'973	90%	Injektion	1	45'876	2.0	101'946.0	206'441	60%	100'927	3'027'796	130'831
Forst	1'293'100	30%	Injektion	1	387'930	3.0	3'879'300.0	1'745'685	67%	953'015	28'590'441	4'978'435
unversiegelte Siedlungsflächen	115'800	70%	Substrat	2	162'120	6.9	800'000.0	729'540	45%	267'498	8'024'940	1'026'667
Gesamt	2'890'600				1'663'633		7'429'180	7'486'348		3'882'764	116'482'915	9'534'114
Senken-Emissions-Ratio 2020										8.2%		20%
Senken-Emissions-Ratio 2050										82%		202%

8.2 Welches weitere Einsparungspotential an landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen (insbesondere Lachgas und Methan) ergibt sich aus den verschiedenen Verwertungspfaden?

Beruhend auf den in Kap. 3.12 besprochenen vier Metastudien und basierend auf über 500 Datensätzen konnte hinsichtlich Lachgas-Emissionen mit sehr hoher Sicherheit geschlussfolgert werden, dass die Applikation von Pflanzenkohle die Lachgasemissionen um durchschnittlich mehr als 30% reduzieren kann und zwar über alle Klimazonen und Bodentypen hinweg (Kap. 3.12). Bei derzeitigen Lachgasemissionen aus der schweizerischen Landwirtschaft von rund 1,9 Millionen Tonnen CO₂eq (BAFU, 2020 - enterische N₂O-Emissionen inbegriffen), besteht hier ein direktes Einsparungspotential von rund 570.000 t CO₂eq pro Jahr durch den Einsatz von Pflanzenkohle. Allein dies entspricht bereits 8,6% der landwirtschaftlichen THG-Emissionen bzw. 1,2% der schweizerischen CO₂eq-Emissionen (BAFU, 2020). Ein Unsicherheitsfaktor besteht hier hinsichtlich der für diesen Effekt einzusetzenden Mengen an Pflanzenkohle, da die meisten Untersuchungen auf Einsatzmengen beruhten, die deutlich grösser waren als sie üblicherweise bei der PK-basierten Düngung angewendet werden und noch keine Untersuchungen zum Effekt von wiederholte PK-Gaben auf die Lachgasemissionen vorliegen. Um den tatsächlich zu erzielenden Effekt für die Schweiz zu bemessen, müssten die Versuche systematisch mit verschiedenen schweizerischen Bodentypen und PK-basierten Düngern durchgeführt werden.

Die Datenlage für Methanemissionen ist noch unklar. Während drei Metastudien keine signifikanten Veränderungen für Landwirtschaftsböden in gemässigten Klimaten (bei nicht überschwemmten Böden) fanden, zeigt die letzte, umfassendste Metastudie signifikante Erhöhungen von 15% (Kap. 3.11). Allerdings sind CH₄-Emissionen aus schweizerischen Böden wie oben dargelegt im Allgemeinen sehr gering, so dass es in der gesamten Klimabilanz der schweizerischen Landwirtschaft keine relevante Rolle spielt.

Deutlich höher ist das CH₄-Einsparungspotential in der Tierhaltung. Dies reicht von enterischen Emissionen von Wiederkäuern, über die Ausgasung von Einstreu und Gülle- sowie während der Mistlagerung, bis hin zur Ausbringung von Hofdüngern (Kammann et al., 2017b; Schmidt et al., 2019). Es gibt unseres Wissens allerdings derzeit keine wissenschaftlich belastbare Grundlage, um die Emissionsreduktionen durch Pflanzenkohle in der Tierhaltung verlässlich zu quantifizieren. Robuster wissenschaftlicher Konsens besteht allerdings darin, dass Pflanzenkohle Methanemissionen während der Kompostierung reduziert (Godlewska et al., 2017; Jia et al., 2016; Kammann et al., 2016). Zum Einfluss verschiedener PK-Anwendungen (Einstreu,

Gülle-Additiv) auf Ammoniakemissionen gibt es noch zu wenige Daten, hier sind dringend weitere Studien erforderlich.

9. Persistenz von Pflanzenkohle

Wie stabil ist Pflanzenkohle im Boden und damit wie langlebig der CO₂-Speicherungseffekt unter Schweizer Klima- und Nutzungsbedingungen?

Die Stabilität der Pflanzenkohle hängt insbesondere von ihrem elementaren H/C_{org}-Verhältnis ab, welches ein Mass für den Grad der Aromatisierung und somit auch für die Intensität der Pyrolyse ist (Camps-Arbestain et al., 2015; Leng et al., 2019). Weitere Möglichkeiten die Stabilität der Pflanzenkohle anzugeben, sind die Pyrolysetemperatur (IPCC, 2019) oder chemische bzw. biologische Inkubation (Leng et al., 2019). Je höher die Pyrolysetemperatur und die Verweildauer, desto niedriger ist das H/C_{org}-Verhältnis und desto höher die Stabilität bzw. Halbwertszeit der PK.

Wird Pflanzenkohle mit einem H/C_{org}-Verhältnis < 0.4 direkt in Böden eingebracht oder gelangt sie über die Applikation im Tierfutter, in der Stalleinstreu, in der Gülle, im Kompost oder in Biogasanlagen indirekt in landwirtschaftliche Böden, lässt sich nach bisherigen Erkenntnissen eine durchschnittliche Abbaurate von 0,3% pro Jahr annehmen (in Anlehnung an: Budai et al., 2013; Camps-Arbestain et al., 2015). Dies entspricht einer Halbwertszeit von 230 Jahren. 100 Jahre nach einer Bodenapplikation wären nach dieser Formel folglich noch 74% des ursprünglichen Kohlenstoffs der Pflanzenkohle gespeichert. Die jährliche konstante Rate von 0,3% basiert auf der konservativsten, auf meta-analytischen Daten basierenden Annahme für den Kohlenstoffabbau von Pflanzenkohle. Andere Quellen ermittelten in Abhängigkeit vom Pyrolysegrad und vom Versuchsdesign deutlich geringere Abbauraten und entsprechend höhere Halbwertszeiten von über 5 Jahrhunderten bis zu mehreren Jahrtausenden (IPCC, 2019; Kuzyakov et al., 2014; Lehmann et al., 2015; Leng et al., 2019; Zimmerman and Gao, 2013).

Vereinzelte Publikationen verweisen auf experimentelle Daten, die auf deutlich kürzere Verweilzeiten des pyrogenen Kohlenstoffs schliessen lassen sollen (Hilscher and Knicker, 2011; Lutfalla et al., 2017). Dies liegt allerdings vor allem daran, dass Pflanzenkohle keine einheitliche, homogene Substanz, sondern ein komplexes, heterogenes Material aus hauptsächlich aromatischen und teils aliphatischen Kohlenwasserstoffen und Mineralien ist (Mukome et al., 2014). Die Heterogenität des Materials erklärt auch, dass einige Bestandteile der PK (z.B.

aliphatische Rekondensate) relativ rasch biologisch abgebaut werden und andere (z.B. aromatische C-Verbindungen) nur sehr langsam. Wenn man nun Inkubationsstudien über ein bis drei Jahre durchführt (die übliche Dauer wissenschaftlicher Projekte) und dann mit den gewonnenen Abbauratenkonstanten den Abbau extrapoliert, so gibt man vor, die PK würde nur aus leicht abbaubaren Komponenten bestehen, so dass innerhalb weniger Jahrzehnte bis Jahrhunderte bereits alles abgebaut wäre (Lutfalla et al., 2017). Da PK aber aus zumindest zwei grundsätzlich verschiedenen Kohlenstofffraktionen besteht, müssen die Abbauraten zwischen diesen beiden Fraktionen unterschieden werden. Daher haben auch einige Wissenschaftler die von ihnen berechneten Verweildauern später nach oben korrigiert, wenn sie ihre Versuche länger beobachtet haben (vgl.: Kuzyakov et al., 2014, 2009). Die moderne Biochar-Wissenschaft setzt daher auf bi- oder trimodale Abbauraten, die zwischen dem wenige Prozent kleinen, schnell abbaubaren aliphatischen und dem deutlich grösseren langsam abbaubaren aromatischen Pool unterscheiden (Bird et al., 2015; Lehmann et al., 2015; Zimmerman and Gao, 2013). Bei Verwendung der bimodalen Abbaufunktionen, die mittlerweile wissenschaftlicher Konsens sind, ergeben die Berechnungen je nach Aromatisierungsgrad der PK (H/Corg-Verhältnis) mittlere Verweildauern von mehreren Jahrhunderten bis Jahrtausenden (IPCC, 2019; Kuzyakov et al., 2014; Lehmann et al., 2015; Leng et al., 2019; Zimmerman and Gao, 2013). Angesichts dieser fundierten wissenschaftlichen Erkenntnisse sind die angenommenen Abbauraten von durchschnittlich 0,3% pro Jahr als sehr konservativ und mit hoher Sicherheitsmarge anzusehen. Selbst die vom IPCC veranschlagten MRTs sind höher (IPCC, 2019).

Um zu überprüfen, wie belastbar und konservativ die Annahme von durchschnittlichen Abbauraten von 0,3% pro Jahr sind, können insbesondere die Berechnungen der globalen Einträge und Ablagerungen von natürlich entstandenen pyrogenen Kohlenstoffen dienen. Bei Wald und Steppenbränden kommt es immer auch zur Erzeugung von natürlicher Pflanzenkohle, deren Kohlenstoff als natürlicher pyrogener Kohlenstoff (PyC) bezeichnet wird. Nach neuesten Erhebungen, werden bei natürlichen Bränden 5 – 15% des beteiligten Kohlenstoffs in PyC umgewandelt (Santín et al., 2016). Natürliche PyC sind von Struktur und Materialeigenschaften ähnlich zu industriell hergestellter Pflanzenkohle, wobei davon ausgegangen werden kann, dass die Stabilität der industriellen Pflanzenkohle und damit auch die mittlere Verweildauer (MRT) noch höher als die von natürlichen PyC ist (Santín et al., 2017).

Hauptsächlich durch Wald- und Steppenbrände gelangen global ca. 0,114 – 0,383 Pg (Pico-gramm) PyC pro Jahr in den globalen Umlauf (Santín et al., 2016). Nach unterschiedlichen

Hochrechnungen liegt die gesamte Masse an PyC in Böden global bei 71-212 Pg, in küstennahen Sedimenten bei 400 – 1200 Pg und in weiteren Ozeansedimenten bei 80 – 240 Pg (Bird et al., 2015; Santín et al., 2016), was einen globalen PyC-Pool von 550 – 1'650 Pg ergibt (ohne den in Gewässern gelöste PyC und ohne Grundwassersedimente) (Abb. 4). Aus diesen Hochrechnungen und dem oben angegebenen jährlichen Eintrag von PyC in Höhe von 0,114 – 0,383 Pg ergibt sich eine Spanne der MRT des PyC von ($550 \text{ Pg} / 0,383 \text{ Pg a}^{-1}$ bzw. $1'650 \text{ Pg} / 0,114 \text{ Pg a}^{-1}$) 1'440 bis 14'500 Jahren. Bestätigt wird dieser Zeitrahmen von Bowring et al. (2020, preprint), die auf der gleichen Datengrundlage doch ohne Einbezug der Sediment-PyC eine MRT von 2'760 Jahren als Minimum bestimmten.

Legt man die Hochrechnung von Reisser et al. (2016) zugrunde, wonach der PyC-Anteil des OBS-Kohlenstoffs 14% beträgt, und der globale Gehalt an OBS-Kohlenstoff bei 1'500 bis 3'000 Pg liegt (Scharlemann et al., 2014), so würde der globale PyC-Gehalt in Böden ca. 210 – 420 Pg betragen (Leifeld et al., 2018). Aus dem jährlichen PyC-Eintrag von 0,114 – 0,383 Pg ergibt sich eine MRT für PyC in Böden von ($210 \text{ Pg} / 0,382 \text{ Pg a}^{-1}$ bis $420 \text{ Pg} / 0,114 \text{ Pg a}^{-1}$) 550 bis 3'700 Jahren. Insofern die MRT von PyC in Sedimenten deutlich höher als die in Böden ist, ist der Unterschied der beiden Rechnungen plausibel. Zu beachten ist allerdings, dass der grösste Teil des PyC in küstennahen Sedimenten ursprünglich aus ausgewaschenem Boden-PyC stammt (Coppola and Druffel, 2016), so dass sich auch für PyC in Böden wesentlich längere MRT als die berechneten 550 bis 3'700 Jahre ergeben, nur dass der pyrogene Kohlenstoff eben nicht mehr in Böden, sondern als Ablagerungen in Sedimenten zu finden wäre (Coppola et al., 2014).

Egal, ob man die Berechnung der MRT von natürlichem PyC nur auf die Bodenpools oder auf die gesamte globale Bilanz inklusive der ozeanischen Sedimente bezieht, die MRT von 550 bis 14'500 Jahren ist in jedem Fall länger als die konservativ angesetzte Abbaurate von 0,3% C pro Jahr, wobei die Stabilität von kontrolliert bei hohen Pyrolysetemperaturen hergestellter Pflanzkohle noch einmal deutlich höher als die von natürlichem PyC ist (Santín et al., 2017).

Bowring et al. (2020) bestätigten mit einer auf ähnlichen Annahmen beruhenden Berechnung die MRT von PyC mit 2760 Jahren.

Bei der für C-Senken auf Basis von Pflanzkohle angenommene Abbaurate von 0,3% kann somit davon ausgegangen werden, dass die Verweilzeit im Boden nicht überschätzt, sondern unterschätzt wird. Pflanzkohle wird im Durchschnitt deutlich höhere Verweildauern im terrestrischen System aufweisen. In Ermangelung verlässlicher Langzeitversuche ist es

allerdings unausweichlich, auf solch konservative Hochrechnungen zurückzugreifen und die klimarelevante Wirkung von C-Senken mit ausreichender Sicherheitsmarge zu berechnen.

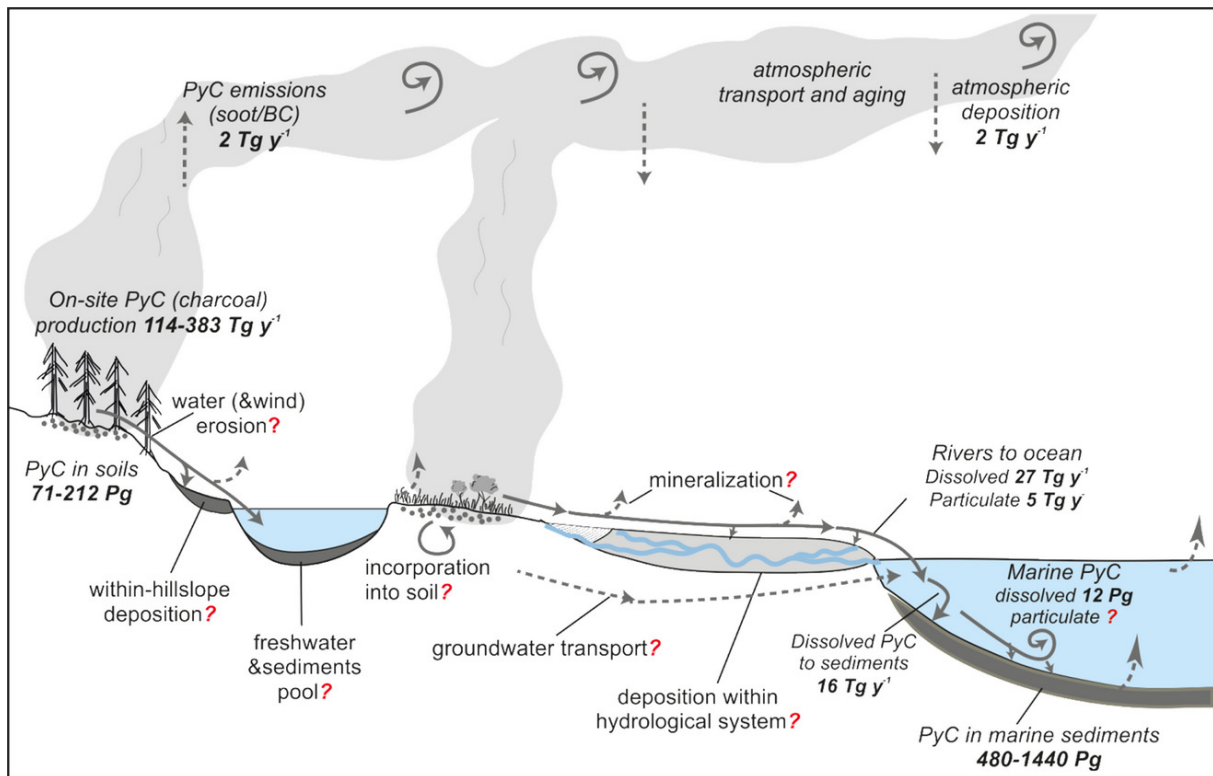


Abb. 14: Globaler Kreislauf von pyrogenem C (PyC) aus Vegetationsbränden. Die PyC-Produktion (in Tg C yr⁻¹) wird in on-site (Holzkohle) und atmosphärisches (Russ/BC) PyC unterteilt. Die Flüsse zwischen Atmosphäre, terrestrischer und mariner Umgebung werden in Tg C yr⁻¹ angegeben. Die wichtigsten PyC-Pools sind in Pg C angegeben. Die wichtigsten Unsicherheiten und Unbekannten sind durch rote Fragezeichen dargestellt. Daten abgeleitet aus (Bird et al., 2015; Coppola et al., 2014; Dittmar and Paeng, 2009; Elmquist et al., 2008; Hockaday et al., 2007; Jaffé et al., 2013; Scharlemann et al., 2014; Schmidt and Noack, 2000) und der GFED4-Datenbank. Diese Schätzungen beruhen auf Daten, die mit unterschiedlichen Ansätzen erstellt wurden, die die regionale Variabilität nicht berücksichtigen und möglicherweise nicht zwischen PyC aus verschiedenen Quellen unterscheiden. (übernommen aus Santin et al. (2015)).

10. Zertifizierung von C-Senken

10.1 Grundlagen der C-Senken Zertifizierung

Wie in Kapitel 9 dargelegt, beträgt die mittlere Verweilzeit von Pflanzenkohle-C im Boden mehrere Jahrhunderte bis Jahrtausende, was vom Typ der Pflanzenkohle (v.a. Pyrolysetemperatur, Verweilzeit) und der Art des Bodens und der sonstigen Umweltbedingungen abhängt. In der Biochar-Forschung herrscht, ebenso wie beim IPCC, ein breiter Konsens, dass die durchschnittliche Abbaurate von Pflanzenkohle im Boden mit grosser Sicherheit 0,3% nicht überschreitet (Budai et al., 2013; Camps-Arbestain et al., 2015; IPCC, 2019). Mit dem Fortgang der Forschung wird sich die Zuverlässigkeit der bisher sehr hoch angesetzten C-Abbaurate sicher verbessern. Eine Abbaurate des im Boden sequestrierten PK-Kohlenstoffs wird es immer geben und muss daher auch bei C-Senken Zertifizierungen berücksichtigt werden. Sofern die Erfassung der C-Senkenleistung mit einer konservativen Abbaurate über 100 Jahre erfolgen kann, ist die Sicherheit hinreichend, dass in dieser Zeit der entsprechende Klimaeffekt erzielt werden kann (Schmidt et al., 2020).

10.2 Definition des C-Senken Potentials von Pflanzenkohle

[Das Kapitel 10.2 folgt in wesentlichen Zügen den Vorarbeiten des Europäischen C-Senken Zertifikates, welches von den Autoren der vorliegenden Studie verfasst wurde (Schmidt et al., 2020)]

Zu einer langfristigen und als solche zertifizierbaren C-Senke wird die Pflanzenkohle erst ab dem Moment, wo sie nicht mehr verbrennen kann. Erst wenn Pflanzenkohle über die Einmischung in Tierfutter, als Stalleinstreu, als Kompostzusatz oder als Teil ähnlicher Substrate schliesslich in den Boden gelangt oder wenn sie zum Bestandteil von Beton oder ähnlichen, nicht brennbaren Verbundmaterialien wird, dann kann sie als langfristige terrestrische C-Senke mit mathematisch definierbaren Abbauraten angesehen werden. Bis zu diesem entscheidenden Zeitpunkt, wo der Kohlenstoff der Pflanzenkohle in einen langfristigen und definierbaren Lebenszyklus eintritt, besitzt der Kohlenstoff der Pflanzenkohle lediglich ein C-Senken Potential.

Das C-Senken Potential von Pflanzenkohle ergibt sich aus dem Kohlenstoffgehalt der Pflanzenkohle abzüglich aller durch ihre Herstellung und Verwertung verursachten Emissionen.

Das C-Senken Potential errechnet sich damit wie folgt:

- 1) Der Kohlenstoffgehalt der Pflanzenkohle wird analytisch ermittelt und gibt den in der Pflanzenkohle gespeicherten Kohlenstoff in Massenprozent der Trockensubstanz wieder.
- 2) Alle Treibhausgasemissionen werden jeweils für die gesamte Bezugsmenge einer Pflanzenkohlecharge erfasst. Dies betrifft:
 - a) Emissionen durch die Bereitstellung der Biomasse
 - b) Emissionen durch die Lagerung der Biomasse
 - c) Emissionen durch den Pyrolyseprozess sowie weitere Anlagen der Produktionsstätte

Methan- und Lachgasemissionen sollten hierbei nach deren 20jährigem Treibhauspotential mit dem Faktor 86 bzw. 300 in CO₂eq umgerechnet werden.
- 3) Um alle unter Punkt 2 nicht erfassten Emissionen einzubeziehen, sollte zusätzlich eine Sicherheitsmarge von 10% aller unter 2) erfassten Treibhausgasemissionen aufgeschlagen werden.
- 4) Über den Faktor 0,2727 (Verhältnis der Atommasse von Kohlenstoff zu Molekülmasse von Kohlenstoffdioxid = $12 \text{ u} / 44 \text{ u} = 0,2727$) wird die ermittelte Gesamtmenge an CO₂eq in atomaren Kohlenstoff umgerechnet und ergibt so den Kohlenstoffaufwand. Der Kohlenstoffaufwand einer Produktionscharge gibt an, wie viel Kohlenstoff als CO₂ emittiert wurde, um die Gesamtmenge an Pflanzenkohle einer Produktionscharge herzustellen.
- 5) Der Kohlenstoffaufwand wird in Massenprozent bezogen auf das Trockengewicht der Pflanzenkohle angegeben. Dieser berechnet sich, indem der Kohlenstoffaufwand durch das Trockengewicht der Gesamtproduktionsmenge Pflanzenkohle geteilt wird.
- 6) Der prozentuale Kohlenstoffaufwand wird vom Kohlenstoff-Gehalt der Pflanzenkohle abgezogen, woraus sich das C-Senken Potential in Massenprozent der Pflanzenkohle (TS) ergibt.

Auf diese Weise lässt sich der vollständigen CO₂eq-Fussabdruck der Pflanzenkohle vom Ursprung der Biomasse bis zum Verlassen des Betriebsgeländes bilanzieren. Somit gibt das C-Senken Potential an, welcher Massenanteil einer gegebenen Menge Pflanzenkohle in eine langfristige C-Senke umgewandelt werden kann. Konkrete Berechnungsbeispiele finden sich weiter unten in zwei farblich unterlegten Kästen.

10.3 Verwendung und Handel des C-Senkenwerts durch akkreditierte Makler und Plattformen

[Das Kapitel 10.3 folgt in wesentlichen Zügen den Vorarbeiten des Europäischen C-Senken Zertifikates, welches von den Autoren der vorliegenden Studie verfasst wurde (Schmidt et al., 2020)]

Ein zertifiziertes C-Senken Potential kann das Pflanzkohle herstellende Unternehmen bei C-Senken Maklern oder Handelsplattformen wie Carbon Future (www.carbon-future.earth) oder Puro (www.puro.earth) registrieren lassen. Mittels eines sicheren Tracking-Systems verfolgen diese den Weg der Pflanzkohle vom Fabrikator zur eigentlichen C-Senke (z.B. Einbringung in Böden oder Materialien). Ab dem Moment, wo die Pflanzkohle in eine solche Matrix eingebunden wurde, kann das C-Senken Potential unter Abzug aller vom Fabrikator bis zur C-Senke verursachten Treibhausgasemissionen in ein C-Senken Zertifikat umgewandelt werden. Ein solches C-Senken Zertifikat kann sodann verkauft und gehandelt werden, womit ein Hersteller von Pflanzkohle für seine erbrachte Klimadienstleistung vergütet wird. Auf Basis der C-Senken Zertifikate können CO₂eq-Emissionen kompensiert oder C-Senken-Portfolios aufgebaut werden. Die Handelsplattformen müssen dabei mittels eines sicheren Tracking-Systems das Folgende sicherstellen:

- 1) Solang die Verpackungseinheit verschlossen und geschützt auf dem Fabrikgelände gelagert ist, bleibt das C-Senken Potential unverändert erhalten.
- 2) Jedwede Emission von Treibhausgasen, welche beim Transport, bei der Weiterverarbeitung (z.B. Mahlen, Mischen) sowie bei der Einbringung in eine finale Lagerstätte (z.B. Boden, Beton, Asphalt o.ä.) nach Verlassen des Werkgeländes des Pflanzkohle-Herstellers anfällt, muss vom C-Senken Potenzial abgezogen werden.
- 3) Als finale Lagerstätte gilt bereits die Einbringung in Substrate wie Kompost, Einstreu, Futtermittel, Dünger oder Zement, Sand, Lehm und Kalk, da auf diese Weise eine Verbrennung der Pflanzkohle und damit der Verlust des Kohlenstoffs praktisch ausgeschlossen werden kann.
- 4) Um etwaige Doppelzertifizierungen zu verhindern, sollte der finale Ort und der Besitzer des Ortes, an dem die C-Senke angelegt wird, registriert werden. Idealerweise würde dies in einem zu schaffenden zentralen C-Senken Register geschehen. Dies gilt sowohl für landwirtschaftliche Applikationen (hier müsste die konkrete, per GPS zu

erfassenden Landfläche, in der die Pflanzkohle bzw. das pflanzkohle-haltige Substrat eingebracht wurde) als auch für die Materialanwendung (hier müsste das konkrete Haus mit Adresse bzw. GPS-Daten erfasst werden).

- 5) Die Erfassung des Ortes und des Ortsbesitzers der C-Senke ist sowohl wichtig für eine nachträgliche Kontrolle (z.B. Messung des Pflanzkohlegehaltes eines Bodens) als auch für die Vergütung der Klimadienleistung, die der Ortsbesitzer durch die Pflege und Bewahrung der C-Senke (z.B. C-schonende Bewirtschaftung des Bodens, Pflege des Hauses) langfristig sicherstellt.
- 6) Sofern die Registrierung des Ortes und des Ortsbesitzers der C-Senke nicht möglich oder praktikabel ist, die Pflanzkohle aber nachgewiesenermaßen in eine Matrix eingebracht wurde, die eine Verbrennung ausschliesst (z.B. Kompost, Biogasgülle, Zement etc., siehe oben), handelt es sich um **eine diffuse C-Senke**, deren örtlicher Verbleib zwar nicht überprüft und Doppelzertifizierung nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden kann. Gleichwohl kann davon ausgegangen werden, dass der so eingebrachte Kohlenstoff als terrestrische C-Senke verbleibt und lediglich der natürlichen Abbaurate unterliegt (siehe Punkt 8ff). So lang es noch keine offiziellen "Humuszertifikate", d.h. C-Senken Zertifikate für OBS gibt und der Einsatz der derzeit üblichen Mengen von maximal 2 t Pflanzkohle pro Hektar und Jahr mit den üblichen Methoden zur Messung des Bodenkohlenstoffs erst nach mehreren Jahren als Zunahme der OBS gemessen werden könnten, ist das Risiko von Doppelzertifizierungen als derzeit sehr gering einzuschätzen.
- 7) Sofern eine Verpackungseinheit Pflanzkohle oder ein pflanzkohle-haltiges Produkt gehandelt wird, dessen C-Senken-Wert bereits anderweitig verkauft bzw. gehandelt wurde, so ist auf der Verpackung und dem Lieferschein darauf hinzuweisen, dass der C-Senkenwert der Pflanzkohle bereits kompensiert wurde und das Produkt somit nicht mehr als C-Senke oder CO₂-Zertifikat deklariert oder gehandelt werden kann. Dies kann zum Beispiel auch durch ein eingetragenes Siegel erfolgen. Wenn zum Beispiel ein Landwirt 10 m³ Pflanzkohle erwirbt, dessen C-Senken Wert bereits vom Händler oder Hersteller an einen C-Senken Makler verkauft wurde, so kann der Landwirt nicht nochmals den C-Senkenwert der gekauften Pflanzkohle verwenden, um zum Beispiel die Emissionen seiner Kartoffelproduktion oder seiner Tierhaltung zu kompensieren und die Kartoffeln als klimapositiv bewerben.
- 8) Der Lebenszyklus der finalen Lagerstätte bzw. der Abbau der Pflanzkohle in der finalen Lagerstätte muss einberechnet werden. Bei der Einbringung in Böden oder der

Mischung in Substrate und Futtermittel, die schliesslich in landwirtschaftliche oder urbane Böden eingebracht werden, muss die jährliche Abbaurate der Pflanzenkohle entsprechend des H/C_{org} -Verhältnisses der Pflanzenkohle angesetzt werden (Camps-Arbestain et al., 2015; IPCC, 2019) und mindestens 0,3% betragen. Auf diese Weise kann die jährliche Entwicklung des C-Senkenwerts auch über längere Zeiträume von 100 oder 250 Jahre angegeben bzw. in Jahrestrenchen gehandelt werden.

- 9) Bei der Einbindung von Pflanzenkohle in industrielle Materialien wie Kunststoffe oder Asphalt muss durch geeignete Überwachungsmethoden (z.B. elektronisches Tracking, Satelliten oder auch statistisch abgesicherte Durchschnittswerte für die Lebensdauer) sichergestellt werden, welcher Anteil des pflanzenkohlehaltigen Materials sich weiterhin in Verwendung befindet und nicht durch Verbrennung in CO_2 umgewandelt wurde. Aus diesen Daten ist eine entsprechende Abbaurate zu formulieren.
- 10) Für die Einbindung in Baumaterialien wie Beton, mineralische Putze, Gips oder Lehm kann von einer dauerhaften Senke ausgegangen werden, da das Baumaterial eine Verbrennung unmöglich macht, thermische Abfallbehandlung nicht vorgesehen ist und damit weit besser als der Boden vor biologischem und chemischem Abbau schützt. Für Zeiträume von 100 – 250 Jahren muss hierfür keine Abbaurate in Betracht gezogen werden.

Die Kosten für die Berechnung und Zertifizierung des C-Senken-Potentials von Pflanzenkohle liegen derzeit bei 1 Euro pro Tonne Pflanzenkohle (TS). Der Marktpreis für pflanzenkohlebasierte CO_2 -Zertifikate liegt derzeit zwischen 35 und 100 Euro pro Tonne CO_{2eq} , dies entspricht je nach C-Senken-Potential ca. 70 bis 200 Euro pro Tonne Pflanzenkohle. Die Anwendung von Pflanzenkohle wird also mit Sicherheit nicht allein durch die Einführung eines C-Senken-Preises profitabel werden können, sondern der wirtschaftliche Hauptnutzen der Pflanzenkohle muss durch andere Produkteigenschaften erzielt werden. Die primäre Anwendung der PK wird folglich immer im Vordergrund stehen und muss sich als Produkt wirtschaftlich lohnen, sonst wird es sich nicht durchsetzen und entsprechend auch keinen Klimaeffekt haben.

10.4 Welche Ansätze werden international verfolgt und was ist das zu erwartende Marktvolumen?

Das 2020 von der EBC eingeführte System zur Zertifizierung von pflanzenkohle-basierten C-Senken ist weltweit das erste seiner Art. Es ist bereits heute die Grundlage für zwei Handelsplattformen für C-Senken-Zertifikate bzw. C-Senken basierte CO₂-Zertifikate (Puro GmbH, Finnland, und Carbon Future GmbH, Deutschland). Pflanzenkohle-basierte C-Senken Zertifikate werden, wenn bisher auch nur in kleinen Mengen, bereits international gehandelt. Eine wachsende Anzahl internationaler Firmen wie Swiss Re und Spotify setzen auf pflanzenkohle-basierte Senken (PyCCS), um verbleibende Treibhausgasemissionen zu kompensieren. Bis Ende 2020 werden 50% der EBC zertifizierten Pflanzenkohlehersteller und voraussichtlich alle schweizerischen Pflanzenkohlehersteller auch C-Senken Zertifikate erzeugen und über C-Senken-Händler vermarkten.

Die Schweizerische Firma First Climate handelt bereits C-Senken auf der Basis von Pflanzenkohle, die im Flaachtal von der Firma APD AG hergestellt wird. Weitere internationale Handelsplattformen für Klimazertifikate wie Verra (<https://verra.org/>), Southpole (<https://www.southpole.com>) und Gold Standard (<https://www.goldstandard.org>) arbeiten derzeit an der Entwicklung eigener Standards zur Zertifizierung und für den Handel mit PyCCS-basierten C-Senken.

Für das Jahr 2050 wurde die Höhe der global notwendigen Negativemissionen auf 14 GtCO₂eq pro Jahr errechnet (Hilaire et al., 2019). Selbst wenn PyCCS, sehr konservativ, nur 20% dieser nötigen Negativemissionen abdecken würde, wären dies 2.8 GtCO₂eq, was bei einem ebenfalls konservativ angesetzten Marktpreis von 50 Euro / tCO₂eq einem globalen Marktvolumen von 140 Milliarden Euro pro Jahr entspräche. Für das in Kap. 8 berechnete PyCCS-Potential der Schweiz im Jahre 2050 von 9,5 Mt CO₂eq pro Jahr ergäbe sich bei einem Preis von 50 CHF / tCO₂eq ein Marktvolumen von 475 Millionen CHF pro Jahr. Dies entspräche 4 % des derzeitigen Produktionswertes der schweizerischen Landwirtschaft. Wäre im Jahr 2050 der CO₂eq-Preis, wie heute schon von Firmen wie SwissRe in der internen Buchhaltung verwendet, 100 CHF / tCO₂eq, würde die landwirtschaftliche C-Senken Wirtschaft knapp 10% des Produktionswertes der schweizerischen Landwirtschaft ausmachen. Insofern die Landwirte, auf deren Land die C-Senke physisch angelegt wird, die grösste Klimadienstleistung erbringen, sind geeignete Verteilungsschlüssel zu entwickeln, damit auch ein möglichst grosser Anteil der für den Aufbau und Erhalt von C-Senken zu entrichtenden Gelder den Landwirten zugute kommt. Da hierzu noch der eigentliche Marktwert der Pflanzenkohle, des Pyrolyseöls und der bereitgestellten Wärmeenergie hinzugerechnet werden muss, wird das enorme Potential ersichtlich, das sich

durch sekundäre Biomasseproduktion, Pflanzenkohleherstellung und C-Senken Wirtschaft für die schweizerische Landwirtschaft ergeben könnte.

10.5 Wie und mit welchem Aufwand kann eine C-Sequestrierung mittels Pflanzenkohle im Boden gemessen und damit nachgewiesen werden?

Mit den herkömmlichen Methoden der Bodenanalytik kann nicht zwischen dem Bodenkohlenstoff der organischen Bodensubstanz und aromatischem Kohlenstoff (Pflanzenkohle) unterschieden werden. Es gibt zwar eine Reihe mehr oder weniger genauer Methoden, um aromatischen Kohlenstoff in Böden nachzuweisen (Hammes et al., 2007) und diese Methoden werden fortwährend optimiert (Gerke, 2019), aber die Analytik ist zu aufwändig und ungenau, um sie auf eine Bodenanalytik basierte Zertifizierung landwirtschaftlicher Flächen anzuwenden. Selbst wenn ein Zertifizierungssystem sich damit begnügen würde, zur Evaluierung des Bodenkohlenstoffs nur alle fünf Jahre eine Mischprobe pro Hektar heranzuziehen, so wären das allein für die Schweiz über 500.000 technisch hoch anspruchsvoller Analysen pro Jahr, deren Kosten die möglichen Einnahmen der Landwirte durch C-Senken Wirtschaft übersteigen würden.

Aus den dargelegten Gründen wird bei der Zertifizierung und Kontrolle von pflanzenkohle-basierten C-Senken vermutlich zunächst weniger auf Bodenanalytik, sondern vor allem auf die lückenlose Nachverfolgung der Logistik der Pflanzenkohle gesetzt. Hierbei wird eindeutig nachvollzogen, wo und zu welchem Zeitpunkt eine Volumeneinheit Pflanzenkohle in einen Boden oder eine bodenähnliche Matrix eingearbeitet und damit nicht mehr verbrannt werden wird. Über ein zentrales C-Senken Register wird der Ort der C-Senke einmalig und geographisch (per GPS) unverwechselbar registriert. Zur Zeit geschieht dies allerdings noch dezentral bei den verschiedenen Handelsplattformen, die vom EBC auditiert werden. Auf diese Weise kann kostengünstig und eindeutig nachvollziehbar die sequestrierte Menge Pflanzenkohle als C-Senke zertifiziert werden und mittels einer mathematischen Degradationskurve über Jahrhunderte hinweg zu jedem Zeitpunkt die verbleibende Grösse der C-Senke angegeben werden (Schmidt et al., 2020).

10.6 Wie kann eine klare Abgrenzung von der Zertifizierung anderer Formen der C-Sequestrierung vollzogen werden, um eine Doppelzertifizierung wirkungsvoll auszuschliessen?

Sollte ein Landwirt an der geographisch gleichen Stelle, wo er oder ein anderer zuvor eine PK-basierte C-Senke etabliert und zertifiziert hat, zusätzlich Humuszertifikate erzeugen wollen, sollte er verpflichtet werden, den bereits als C-Senke zertifizierten Kohlenstoff-Anteil der eingebrachten Pflanzenkohle vom gemessenen Gehalt an OBS abzuziehen. Derzeit können diese Daten nur über die Abfrage bei allen einzelnen Handelsplattformen für PK-basierte C-Senken-Zertifikate überprüft werden. Über ein einheitliches C-Senken Register könnten diese Abgleiche einfacher und sicherer durchgeführt werden. Unseres Erachtens ist eine saubere Abgrenzung von OBS-C und Pflanzenkohle-C und damit die Vermeidung von Doppelzertifizierung am besten über ein zentrales C-Senken-Register möglich. In einem solchen C-Senken-Register müsste jede Form einer zertifizierten C-Senke mit einer eindeutigen, z.B. durch Blockchain gesicherten Identifikationsnummer (ID) und den GPS-Koordinaten ihrer geographischen Lokalisierung eingetragen werden. Dies wäre für landwirtschaftlich genutzte Pflanzenkohle ebenso der Fall wie z.B. für Holzhäuser, Karbonate aus geologischer Verwitterung, geologische CO₂-Speicher (BECCS) oder eben für den Aufbau von OBS. Die Möglichkeit einer analytischen Kontrolle besteht trotzdem jederzeit.

Die spätere Analyse von pyrogenem Kohlenstoff in Böden zur Kontrolle der C-Senkenleistung ist nicht nur hinsichtlich der Messmethoden schwierig. Ein wesentlicher Anteil einer Menge Pflanzenkohle, die auf einen landwirtschaftlich genutzten Boden appliziert wurde, wird über die Jahre zu immer kleineren Partikeln fraktioniert, die mit anderen Bodenkolloiden in die Bodenlösung übergehen können und sich über Erosion und Auswaschung so in der Fläche und Tiefe verlagern, dass sie sich nicht mehr über traditionelle Bodenbeprobung nachweisen lassen (Belle et al., 2020). Auch wenn sich der pyrogene Kohlenstoff verlagert und schliesslich über Sedimentierung ablagert, so ist die PK zwar nicht mehr dort nachweisbar, wo sie ursprünglich appliziert wurde, aber deshalb keineswegs vollständig biologisch oder chemisch abgebaut (Bird et al., 2015). Der pyrogene Kohlenstoff ist weiter im terrestrischen System gespeichert und stellt weiterhin eine C-Senke dar (Abney and Berhe, 2018).

Es ist allerdings überhaupt fraglich, ob die Erzeugung und der Handel von Humuszertifikaten für einzelne landwirtschaftliche Flächen oder Betriebe überhaupt praktikabel und klimapolitisch nützlich sind. Aufgrund der hohen Labilität von organischem Kohlenstoff und der Tatsache, dass OBS-Gehalte nicht über klimarelevante Zeiträume von mindestens 100 Jahren garantiert werden können, lassen sich derartige betriebs- bzw. flächenbasierte Humuszertifikate kaum zur Kompensation von CO₂eq-Emissionen heranziehen. Würde der Aufbau von OBS stattdessen über ein nationales, massnahmenbasiertes Boden- und Bewirtschaftungsmonitoring gefördert und als temporäre C-Senkenbewirtschaftung in die gesamtstaatliche

Klimabilanz aufgenommen, würde eine Doppeldeklaration von PyCCS und OBS kostengünstiger und effizienter vermieden werden können.

Bis zur Ausarbeitung, Entscheidung und Einführung eines verlässlichen, staatlich akkreditierten Systems zur Vergütung des Aufbaus und der Erhaltung von OBS besteht zumindest in den nächsten 10 Jahren praktisch kein Risiko einer Doppelzertifizierung von PK-C und OBS-C. Denn durch pflanzenkohle-basierte Düngung werden pro Jahr lediglich 0,5 – 1 t Pflanzenkohle pro Hektar eingebracht. Die dadurch erfolgte Zunahme des traditionell gemessenen Gehalts an OBS wäre lediglich $(0,5\text{t} \cdot 80\% \text{ C} / 27 \text{ t C} =) 0,015\%$ (für $0,5 \text{ t ha}^{-1}$) bis $0,03\%$ (für 1t/ha). Da die Messgenauigkeit für die Anreicherung von OBS nach den derzeit üblichen und wirtschaftlich verantwortbaren Methoden ca. $0,2\%$ beträgt (Lorenz and Lal, 2018; Zomer et al., 2017), würde mit verantwortlichem Aufwand die rein auf den Kohlenstoff der Pflanzenkohle zurückzuführende Anreicherung erst nach 7 - 14 Jahren bzw. einer einmaligen Applikationsmenge von 7 t überhaupt mit den derzeitigen Bodenmethoden messbar werden. Überprüfungsmessungen aller 10 bis 20 Jahre wären auch vom Aufwand her gut zu rechtfertigen.

Das Problem der Doppelzertifizierung von Biomasse, Pflanzenkohle, Biomaterialien und OBS muss jederzeit im Auge behalten werden. Die Applikation von Pflanzenkohle ist aufgrund der Persistenz der Pflanzenkohle die am leichtesten zu zertifizierende C-Senke. Sie lässt sich über ein C-Senken-Register und eine lückenlose Nachvollziehbarkeit der Lieferkette von der Pflanzenkohle-Produktion bis zur Bodenanwendung von anderen Formen der C-Sequestrierung trennen. Eine analytische Überprüfung ist gleichwohl jederzeit möglich.

11. Literatur und Quellenangaben

- Abney, R.B., Berhe, A.A., 2018. Pyrogenic Carbon Erosion: Implications for Stock and Persistence of Pyrogenic Carbon in Soil. *Front. Earth Sci.* 6, 26. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00026>
- Ahmad, M., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S.S., Ok, Y.S., 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere* 99, 19–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Alkurdi, S.S.A., Herath, I., Bundschuh, J., Al-Juboori, R.A., Vithanage, M., Mohan, D., 2019. Biochar versus bone char for a sustainable inorganic arsenic mitigation in water: What needs to be done in future research? *Environ. Int.* 127, 52–69. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2019.03.012>
- Allen, R.L., 1846. A brief compend of american agriculture. Saxton & Miles, Buffalo, New York.
- Aller, D.M., Archontoulis, S. V., Zhang, W., Sawadgo, W., Laird, D.A., Moore, K., 2018. Long term biochar effects on corn yield, soil quality and profitability in the US Midwest. *F. Crop. Res.* 227, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.07.012>
- Angst, T.E., Sohi, S.P., 2013. Establishing release dynamics for plant nutrients from biochar. *GCB Bioenergy* 5, 221–226. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12023>
- Bachmann, H.J., Bucheli, T.D., Dieguez-Alonso, A., Fabbri, D., Knicker, H.E., Schmidt, H.-P., Ulbricht, A., Becker, R., Buscaroli, A., Buerge, D., Cross, A., Dickinson, D., Enders, A., Esteves, V.I., Evangelou, M.W.-H., Fellet, G., Friedrich, K., Gasco, G., Glaser, B.J., Hanke, U.M., Hanley, K., Hilber, I., Kalderis, D., Leifeld, J., Masek, O., Mumme, J., Paneque Carmona, M., Calvelo, R., Rees, F., Rombolà, A.G., de la Rosa, J.M., Sakrabani, R., Sohi, S., Soja, G., Valagussa, M., Verheijen, F., Zehetner, F., 2015. Towards the standardization of biochar analysis: the COST Action TD1107 inter-laboratory comparison. *J. Agric. Food Chem.* [acs.jafc.5b05055](https://doi.org/10.1021/acs.jafc.5b05055). <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.5b05055>
- BAFU, 2020. Kenngrößen zur Entwicklung der Treibhausgasemissionen in der Schweiz 1990–2018. Bern.
- Barber, S.T., Yin, J., Draper, K., Trabold, T.A., 2018. Closing nutrient cycles with biochar- from filtration to fertilizer. *J. Clean. Prod.* 197, 1597–1606. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.06.136>
- Barghi, M.H., 2018. USE OF CAPILLARY ACTION TO CONTROL SOIL MOISTURE. University of Birmingham.
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J.L., Harris, E., Robinson, B., Sizmur, T., 2011. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environ. Pollut.* 159, 3269–82. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.023>

- Belle, S., Berhe, A., Hagedorn, F., Santin, C., Schiedung, M., Meerveld, I., Abiven, S., 2020. Key drivers of pyrogenic carbon redistribution during a simulated rainfall event. *Biogeosciences*. <https://doi.org/doi.org/10.5194/bg-2020-361>
- Bernardo, M., Lapa, N., Gonçalves, M., Mendes, B., Pinto, F., Fonseca, I., Lopes, H., 2012. Physico-chemical properties of chars obtained in the co-pyrolysis of waste mixtures. *J. Hazard. Mater.* 219–220, 196–202. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2012.03.077>
- Bezerra, J., Turnhout, E., Vasquez, I.M., Rittl, T.F., Arts, B., Kuyper, T.W., 2019. The promises of the Amazonian soil: shifts in discourses of Terra Preta and biochar. *J. Environ. Policy Plan.* 21, 623–635. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2016.1269644>
- Biederman, L. a., Harpole, W.S., 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *GCB Bioenergy* 5, 202–214. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12037>
- Bird, M.I., Wynn, J.G., Saiz, G., Wurster, C.M., McBeath, A., 2015. The Pyrogenic Carbon Cycle. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 43, 273–298. <https://doi.org/10.1146/annurev-earth-060614-105038>
- Blackwell, P., Joseph, S., Munroe, P., Anawar, H.M., Storer, P., Gilkes, R.J., Solaiman, Z.M., 2015. Influences of Biochar and Biochar-Mineral Complex on Mycorrhizal Colonisation and Nutrition of Wheat and Sorghum. *Pedosphere* 25, 686–695. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)30049-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)30049-7)
- Blanco-Canqui, H., Laird, D.A., Heaton, E.A., Rathke, S., Acharya, B.S., 2020. Soil carbon increased by twice the amount of biochar carbon applied after 6 years: Field evidence of negative priming. *GCB Bioenergy* gcbb.12665. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12665>
- Bläsing, M., Amelung, W., 2018. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Sci. Total Environ.* 612, 422–435. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.08.086>
- 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>
- Bowring, S., Jones, M., Ciais, P., Guenet, B., Abiven, S., 2020. Fire as carbon sink? The global biome-dependent wildfire carbon balance. <https://doi.org/10.21203/RS.3.RS-127629/V1>
- Briones, M.J.I., Panzacchi, P., Davies, C.A., Ineson, P., 2020. Contrasting responses of macro- and meso-fauna to biochar additions in a bioenergy cropping system. *Soil Biol. Biochem.* 145, 107803. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2020.107803>
- Bruun, E.W., Petersen, C.T., Hansen, E., Holm, J.K., Hauggaard-Nielsen, H., 2014. Biochar amendment to coarse sandy subsoil improves root growth and increases water retention. *Soil Use*

- Manag. 30, 109–118. <https://doi.org/10.1111/sum.12102>
- Bucheli, T.D., Bachmann, H.J., Blum, F., Bürge, D., Giger, R., Hilber, I., Keita, J., Leifeld, J., Schmidt, H.-P., 2014. On the heterogeneity of biochar and consequences for its representative sampling. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.01.020>
- Bucheli, T.D., Hilber, I., Schmidt, H.-P., 2015. Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated aromatic compounds in biochar, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*. Routledge, London, pp. 595–624.
- Budai, A., Zimmerman, A.R., Cowie, A.L., Webber, J.B.W., Singh, B.P., Glaser, B., Masiello, C.A., Andersson, D., Shields, F., Lehmann, J., Camps Arbestain, M., Williams, M., Sohi, S., Joseph, S., 2013. Biochar carbon stability test method: An assessment of methods to determine biochar carbon stability’.
- Burg, V., Bowman, G., Erni, M., Lemm, R., Thees, O., 2018. Analyzing the potential of domestic biomass resources for the energy transition in Switzerland. *Biomass and Bioenergy* 111, 60–69. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2018.02.007>
- Buss, W., Graham, M.C., Shepherd, J.G., Mašek, O., 2016. Suitability of marginal biomass-derived biochars for soil amendment. *Sci. Total Environ.* 547, 314–322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.148>
- Buss, W., Jansson, S., Wurzer, C., Mašek, O., 2019. Synergies between BECCS and Biochar—Maximizing Carbon Sequestration Potential by Recycling Wood Ash. *ACS Sustain. Chem. Eng.* 7, 4204–4209. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b05871>
- Camps-Arbestain, M., Amonette, J.E., Singh, B., Wang, T., Schmidt, H.-P., 2015. A biochar classification system and associated test methods, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*. Routledge, London, pp. 165–194.
- 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. *Agric. Ecosyst. Environ.* 191, 5–16. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2013.10.009>
- Chen, W., Liao, X., Wu, Yinbao, Liang, J.B., Mi, J., Huang, J., Zhang, H., Wu, Yu, Qiao, Z., Li, X., Wang, Y., 2017. Effects of different types of biochar on methane and ammonia mitigation during layer manure composting. *Waste Manag.* <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.014>
- Churkina, G., 2016. The Role of Urbanization in the Global Carbon Cycle. *Front. Ecol. Evol.* 3, 144. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00144>
- Coppola, A.I., Druffel, E.R.M., 2016. Cycling of black carbon in the ocean. *Geophys. Res. Lett.* 43, 4477–4482. <https://doi.org/10.1002/2016GL068574>
- Coppola, A.I., Ziolkowski, L.A., Masiello, C.A., Druffel, E.R.M., 2014. Aged black carbon in marine

- sediments and sinking particles. *Geophys. Res. Lett.* 41, 2427–2433.
<https://doi.org/10.1002/2013GL059068>
- Crane-Droesch, A., Abiven, S., Jeffery, S., Torn, M.S., 2013. Heterogeneous global crop yield response to biochar: a meta-regression analysis. *Environ. Res. Lett.* 8, 044049.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/044049>
- Dai, Q., Wen, J., Jiang, X., Dai, L., Jin, Y., Wang, F., Chi, Y., Yan, J., 2018. Distribution of PCDD/Fs over the three product phases in wet sewage sludge pyrolysis. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 133, 169–175. <https://doi.org/10.1016/J.JAAP.2018.04.005>
- Dai, Y., Zheng, H., Jiang, Z., Xing, B., 2020. Combined effects of biochar properties and soil conditions on plant growth: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 713, 136635.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.136635>
- Dai, Z., Enders, A., Rodrigues, J.L.M., Hanley, K.L., Brookes, P.C., Xu, J., Lehmann, J., 2018. Soil fungal taxonomic and functional community composition as affected by biochar properties. *Soil Biol. Biochem.* 126, 159–167. <https://doi.org/10.1016/J.SOILBIO.2018.09.001>
- Dai, Z., Zhang, X., Tang, C., Muhammad, N., Wu, J., Brookes, P.C., Xu, J., 2017. Potential role of biochars in decreasing soil acidification - A critical review. *Sci. Total Environ.* 581–582, 601–611. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.169>
- Dechene, A., Rosendahl, I., Laabs, V., Amelung, W., 2014. Sorption of polar herbicides and herbicide metabolites by biochar-amended soil. *Chemosphere* 109, 180–186.
<https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2014.02.010>
- Desie, E., Van Meerbeek, K., De Wandeler, H., Bruelheide, H., Domisch, T., Jaroszewicz, B., Joly, F., Vancampenhout, K., Vesterdal, L., Muys, B., 2020. Positive feedback loop between earthworms, humus form and soil pH reinforces earthworm abundance in European forests. *Funct. Ecol.* 34, 2598–2610. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13668>
- Dietrich, C.C., Rahaman, M.A., Robles-Aguilar, A.A., Latif, S., Intani, K., Müller, J., Jablonowski, N.D., 2020. Nutrient Loaded Biochar Doubled Biomass Production in Juvenile Maize Plants (*Zea mays* L.). *Agronomy* 10, 1–12. <https://doi.org/10.3390/agronomy10040567>
- Ding, F., Van Zwieten, L., Zhang, W., Weng, Z., Shi, S., Wang, J., Meng, J., 2018. A meta-analysis and critical evaluation of influencing factors on soil carbon priming following biochar amendment. *J. Soils Sediments* 18, 1507–1517. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1899-6>
- Dittmar, T., Paeng, J., 2009. A heat-induced molecular signature in marine dissolved organic matter. *Nat. Geosci.* 2, 175–179. <https://doi.org/10.1038/ngeo440>
- Drake, J.A., Carrucan, A., Jackson, W.R., Cavagnaro, T.R., Patti, A.F., 2015. Biochar application during reforestation alters species present and soil chemistry. *Sci. Total Environ.* 514, 359–365.

- <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2015.02.012>
- EBC, 2018. Guidelines for EBC-Feed certification [WWW Document]. URL <http://www.european-biochar.org/biochar/media/doc/ebc-feed.pdf> (accessed 1.4.19).
- EBC, 2012. European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. Version 7.1 of 22th December 2015 [WWW Document]. Eur. Biochar Found. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4658.7043>
- Elmquist, M., Semiletov, I., Guo, L., Gustafsson, Ö., 2008. Pan-Arctic patterns in black carbon sources and fluvial discharges deduced from radiocarbon and PAH source apportionment markers in estuarine surface sediments. *Global Biogeochem. Cycles* 22, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2007GB002994>
- Embren, B., 2016. Planting urban trees with biochar [WWW Document]. *Biochar J.* URL www.biochar-journal.org/en/ct/77 (accessed 5.5.18).
- EU-Bio, 2019. EU-Bio Verordnung: Durchführungsverordnung (EU) 2019/2164 der Kommission. Brussels.
- Fagbohungebe, M.O., Herbert, B.M.J., Hurst, L., Ibeto, C.N., Li, H., Usmani, S.Q., Semple, K.T., 2017. The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion. *Waste Manag.* 61, 236–249. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.028>
- Fagnäs, L., Kuoppala, E., Simell, P., 2012. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Birch Wood Slow Pyrolysis Products. *Energy & Fuels* 121102092832006. <https://doi.org/10.1021/ef3010515>
- Frausin, V., Fraser, J.A., Narmah, W., Lahai, M.K., Winnebahl, T.R. a, Fairhead, J., Leach, M., 2014. “God Made the Soil, but We Made It Fertile”: Gender, Knowledge, and Practice in the Formation and Use of African Dark Earths in Liberia and Sierra Leone. *Hum. Ecol.* 695–710. <https://doi.org/10.1007/s10745-014-9686-0>
- Frey, M., Widner, D., Segmehl, J.S., Casdorff, K., Keplinger, T., Burgert, I., 2018. Delignified and Densified Cellulose Bulk Materials with Excellent Tensile Properties for Sustainable Engineering. *ACS Appl. Mater. Interfaces* 10, 5030–5037. <https://doi.org/10.1021/acsami.7b18646>
- Fristak, V., Bacher, M., Bucheli, T.D., Cim, G., Moreno-jim, E., Conte, P., Hagemann, N., Haller, A., Hilber, I., Husson, O., Kammann, C.I., Kienzl, N., Leifeld, J., Rosenau, T., Soja, G., 2019. Designing biochar properties through the blending of biomass feedstock with metals : Impact on oxyanions adsorption behavior 214. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.091>
- Gao, S., DeLuca, T.H., Cleveland, C.C., 2019. Biochar additions alter phosphorus and nitrogen availability in agricultural ecosystems: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 654, 463–472. <https://doi.org/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. *F. Crop. Res.* 249, 107763. <https://doi.org/10.1016/J.FCR.2020.107763>
- Gerke, J., 2019. Black (pyrogenic) carbon in soils and waters: a fragile data basis extensively interpreted. *Chem. Biol. Technol. Agric.* 6, 13. <https://doi.org/10.1186/s40538-019-0151-6>
- Glaser, B., 2007. Prehistorically modified soils of central Amazonia: a model for sustainable agriculture in the twenty-first century. *Philos. Trans. R. Soc. B-Biological Sci.* 362, 187–196. <https://doi.org/10.1098/Rstb.2006.1978>
- Glaser, B., Birk, J., 2012. State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). *Geochim. Cosmochim. Acta* 82, 39–51. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.11.029>
- Glaser, B., Lehr, V.-I., 2019. Biochar effects on phosphorus availability in agricultural soils: A meta-analysis. *Sci. Rep.* 9, 9338. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45693-z>
- Glaser, B., Wiedner, K., Seelig, S., Schmidt, H.-P., Gerber, H., 2015. Biochar organic fertilizers from natural resources as substitute for mineral fertilizers. *Agron. Sustain. Dev.* 35. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0251-4>
- Glaser, B., Wiedner, K., Seelig, S., Schmidt, H.-P., Gerber, H., 2014. Biochar organic fertilizers from natural resources as substitute for mineral fertilizers. *Agron. Sustain. Dev.* <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0251-4>
- Godlewska, P., Schmidt, H.P., Ok, Y.S., Oleszczuk, P., 2017. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. *Bioresour. Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.095>
- Godlewska, Paulina, Schmidt, H.P., Oleszczuk, P., 2017. Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. *Bioresour. Technol.* 246, 193–202. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.07.095>
- Graber, E.R., Kookana, R.S., 2015. Biochar and retention/efficacy of pesticides, in: Lehmann, J., Joseph, S.D. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*. Routledge, New York, pp. 655–678.
- Graber, E.R., Tsechansky, L., Gerstl, Z., Lew, B., 2011. High surface area biochar negatively impacts herbicide efficacy. *Plant Soil* 353, 95–106. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1012-7>
- Hagemann, N., Harter, J., Behrens, S., 2016. *Elucidating the Impacts of Biochar Applications on Nitrogen Cycling Microbial*.
- Hagemann, N., Joseph, S., Schmidt, H.-P., Kammann, C.I., Harter, J., Borch, T., Young, R.B., Varga, K., Taherymoosavi, S., Elliott, K.W., McKenna, A., Albu, M., Mayrhofer, C., Obst, M., Conte,

- P., Dieguez-Alonso, A., Orsetti, S., Subdiaga, E., Behrens, S., Kappler, A., 2017a. Organic coating on biochar explains its nutrient retention and stimulation of soil fertility. *Nat. Commun.* 8. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01123-0>
- Hagemann, Nikolas, Joseph, S., Schmidt, H., Kammann, C.I., Harter, J., Borch, T., Young, R.B., Varga, K., Taherymoosavi, S., Elliott, K.W., Albu, M., Mayrhofer, C., Obst, M., Conte, P., Dieguez-, A., Orsetti, S., Subdiaga, E., Behrens, S., Kappler, A., Nutrition, P., Sciences, C., 2017. Organic coating on biochar explains its nutrient retention and stimulation of soil fertility. *Nat. Commun.* <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01123-0>
- Hagemann, N., Kammann, C.I., Schmidt, H.-P., Kappler, A., Behrens, S., 2017b. Nitrate capture and slow release in biochar amended compost and soil. *PLoS One* 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171214>
- Hagemann, N., Subdiaga, E., Orsetti, S., de la Rosa, J.M., Knicker, H., Schmidt, H.-P., Kappler, A., Behrens, S., 2018a. Effect of biochar amendment on compost organic matter composition following aerobic composting of manure. *Sci. Total Environ.* 613, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.161>
- Hagemann, N., Subdiaga, E., Orsetti, S., de la Rosa, J.M., Knicker, H., Schmidt, H.-P., Kappler, A., Behrens, S., 2018b. Effect of biochar amendment on compost organic matter composition following aerobic composting of manure. *Sci. Total Environ.* 613, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.161>
- 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. *Sci. Rep.* 10, 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70586-x>
- Haider, G., Steffens, D., Müller, C., Kammann, C.I., 2016. Standard Extraction Methods May Underestimate Nitrate Stocks Captured by Field-Aged Biochar. *J. Environ. Qual.* 0, 0. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.10.0529>
- Hall, K.E., Spokas, K.A., Gamiz, B., Cox, L., Papiernik, S.K., Koskinen, W.C., 2018. Glyphosate sorption/desorption on biochars - interactions of physical and chemical processes. *Pest Manag. Sci.* 74, 1206–1212. <https://doi.org/10.1002/ps.4530>
- Hammes, K., Schmidt, M.W.I., Smernik, R.J., Currie, L.A., Ball, W.P., Nguyen, T.H., Louchouart, P., Houel, S., Gustafsson, Ö., Elmquist, M., Cornelissen, G., Skjemstad, J.O., Masiello, C.A., Song, J., Peng, P., Mitra, S., Dunn, J.C., Hatcher, P.G., Hockaday, W.C., Smith, D.M., Hartkopf-Fröder, C., Böhmer, A., Luer, B., Huebert, B.J., Amelung, W., Brodowski, S., Huang, L., Zhang, W., Gschwend, P.M., Flores-Cervantes, D.X., Largeau, C., Rouzard, J.-N., Rumpel, C., Guggenberger, G., Kaiser, K., Rodionov, A., Gonzalez-Vila, F.J., Gonzalez-Perez, J.A., de la Rosa, J.M., Manning, D.A.C., López-Capél, E., Ding, L., 2007. Comparison of quantification

- methods to measure fire-derived (black/elemental) carbon in soils and sediments using reference materials from soil, water, sediment and the atmosphere. *Global Biogeochem. Cycles* 21. <https://doi.org/10.1029/2006GB002914>
- Haroon, M.F., Hu, S., Shi, Y., Imelfort, M., Keller, J., Hugenholtz, P., Yuan, Z., Tyson, G.W., 2013. Anaerobic oxidation of methane coupled to nitrate reduction in a novel archaeal lineage. *Nature* 500, 567–570. <https://doi.org/10.1038/nature12375>
- 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. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12720>
- 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>
- Herath, I., Kumarathilaka, P., Al-Wabel, M.I., Abduljabbar, A., Ahmad, M., Usman, A.R.A., Vithanage, M., 2016. Mechanistic modeling of glyphosate interaction with rice husk derived engineered biochar. *Microporous Mesoporous Mater.* 225, 280–288. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2016.01.017>
- Hilaire, J., Minx, J.C., Callaghan, M.W., Edmonds, J., Luderer, G., Nemet, G.F., Rogelj, J., del Mar Zamora, M., 2019. Negative emissions and international climate goals—learning from and about mitigation scenarios. *Clim. Change* 157, 189–219. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02516-4>
- Hilber, I., Arrigo, Y., Zuber, M., Bucheli, T.D., 2019. Desorption Resistance of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Biochars Incubated in Cow Ruminal Liquid in Vitro and in Vivo. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04340>
- Hilber, Isabel, Bastos, A.C., Loureiro, S., Soja, G., Marz, A., Cornelissen, G., Bucheli, T.D., 2017a. The different faces of biochar: Contamination risk versus remediation tool. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* 25, 86–104. <https://doi.org/10.3846/16486897.2016.1254089>
- Hilber, I., Blum, F., Leifeld, J., Schmidt, H.-P., Bucheli, T.D., 2012. Quantitative Determination of PAHs in Biochar: A Prerequisite To Ensure Its Quality and Safe Application. *J. Agric. Food Chem.* 60, 3042–50. <https://doi.org/10.1021/jf205278v>
- Hilber, Isabel, Mayer, P., Gouliarmou, V., Hale, S.E., Cornelissen, G., Schmidt, H.-P., Bucheli, T.D., 2017b. Bioavailability and bioaccessibility of polycyclic aromatic hydrocarbons from (post-pyrolytically treated) biochars. *Chemosphere* 174, 700–707. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.014>
- Hilber, I., Mayer, P., Gouliarmou, V., Hale, S.E., Cornelissen, G., Schmidt, H.-P., Bucheli, T.D., 2017. Bioavailability and bioaccessibility of polycyclic aromatic hydrocarbons from (post-

- pyrolytically treated) biochars. *Chemosphere* 174.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.014>
- Hilscher, A., Knicker, H., 2011. Degradation of grass-derived pyrogenic organic material, transport of the residues within a soil column and distribution in soil organic matter fractions during a 28month microcosm experiment. *Org. Geochem.* 42, 42–54.
<https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.10.005>
- Hockaday, W.C., Grannas, A.M., Kim, S., Hatcher, P.G., 2007. The transformation and mobility of charcoal in a fire-impacted watershed. *Geochim. Cosmochim. Acta* 71, 3432–3445.
<https://doi.org/10.1016/j.gca.2007.02.023>
- Hoffman, T.C., Zitomer, D.H., McNamara, P.J., 2016. Pyrolysis of wastewater biosolids significantly reduces estrogenicity. *J. Hazard. Mater.* 317, 579–584.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.05.088>
- Husson, O., 2012. Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant Soil* 362, 389–417. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1429-7>
- Inyang, M., Dickenson, E., 2015. The potential role of biochar in the removal of organic and microbial contaminants from potable and reuse water: A review. *Chemosphere* 134.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.072>
- IPCC, 2019. Method for estimating the change in mineral soil organic carbon stocks from biochar amendments: basis for future methodological development, in: 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, p. Ap4.1.
- Jablonowski, N.D., Borchard, N., Zajkoska, P., Fernández-Bayo, J.D., Martinazzo, R., Berns, A.E., Burauel, P., 2013. Biochar-mediated [¹⁴C]atrazine mineralization in atrazine-adapted soils from Belgium and Brazil. *J. Agric. Food Chem.* 61, 512–6. <https://doi.org/10.1021/jf303957a>
- Jaffé, R., Ding, Y., Niggemann, J., Vähätalo, A. V., Stubbins, A., Spencer, R.G.M., Campbell, J., Dittmar, T., 2013. Global Charcoal Mobilization from Soils via Dissolution and Riverine Transport to the Oceans. *Science* (80-.). 340.
- 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. *Environ. Res. Lett.* 12, 053001.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa67bd>
- Jeffery, S., Abalos, D., Spokas, K.A., Verheijen, G.A., 2015. Biochara effects on grop yield, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*. Earthscan, London, pp. 301–326.
- Jeffery, S., Verheijen, F.G. a., van der Velde, M., Bastos, a. C., 2011. A quantitative review of the

- effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 144, 175–187. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>
- Jeffery, S., Verheijen, F.G.A., 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>
- Jia, X., Wang, M., Yuan, W., Ju, X., Yang, B., 2016. The Influence of Biochar Addition on Chicken Manure Composting and Associated Methane and Carbon Dioxide Emissions. *BioResources* 11. <https://doi.org/10.15376/biores.11.2.5255-5264>
- Jones, D.L., Edwards-Jones, G., Murphy, D.V., 2011. Biochar mediated alterations in herbicide breakdown and leaching in soil. *Soil Biol. Biochem.* 43, 804–813. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.12.015>
- Joseph, S., Kammann, C.I., Shepherd, J.G., Conte, P., Schmidt, H.-P., Hagemann, N., Rich, A.M., Marjo, C.E., Allen, J., Munroe, P., Mitchell, D.R.G., Donne, S., Spokas, K., Graber, E.R., 2017. Microstructural and associated chemical changes during the composting of a high temperature biochar: Mechanisms for nitrate, phosphate and other nutrient retention and release. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.200>
- Joseph, S., Pow, D., Dawson, K., Mitchell, D.R.G., Rawal, A., Hook, J., Taherymoosavi, S., Zwieten, L.V.A.N., Rust, J., Donne, S., Munroe, P., Pace, B., Graber, E., Thomas, T., Nielsen, S., Ye, J., Lin, Y., 2015. Feeding Biochar to Cows : An Innovative Solution for Improving Soil Fertility and Farm Productivity 25, 666–679.
- Kamau, S., Karanja, N.K., Ayuke, F.O., Lehmann, J., 2019. Short-term influence of biochar and fertilizer-biochar blends on soil nutrients, fauna and maize growth. *Biol. Fertil. Soils* 55, 661–673. <https://doi.org/10.1007/s00374-019-01381-8>
- Kammann, C., Glaser, B., Schmidt, H.-P., 2016. Combining biochar and organic amendments, Biochar in European Soils and Agriculture: Science and Practice. <https://doi.org/10.4324/9781315884462>
- Kammann, Claudia, Glaser, B., Schmidt, H.P., 2016. Combining biochar and organic amendments. *Biochar Eur. Soils Agric. Sci. Pract.* 136–164. <https://doi.org/10.4324/9781315884462>
- Kammann, C., Ippolito, J., Hagemann, N., Borchard, M., Cayuela, J., Estavillo, T., Fuertes-Mendizabal, T., Jeffery, S., Kern, J., Novak, J., Rasse, D., Saarnio, S., Schmidt, H., Spokas, K., Wrage-Mönnig, N., 2017a. Biochar as a tool to reduce the agricultural greenhouse-gas burden - knowns, unknowns and future research needs. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* accepted.
- Kammann, C., Ippolito, J., Hagemann, N., Borchard, N., Cayuela, M.L., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizabal, T., Jeffery, S., Kern, J., Novak, J., Rasse, D., Saarnio, S., Schmidt, H.-P., Spokas,

- K., Wrage-Mönnig, N., 2017b. Biochar as a tool to reduce the agricultural greenhouse-gas burden—knowns, unknowns and future research needs. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* 25. <https://doi.org/10.3846/16486897.2017.1319375>
- Kammann, C.I., Glaser, B., Schmidt, H.-P., 2016. Combining Biochar and Organic Amendments, in: Shackley, S., Ruyschaert, G., Zwart, K., Glaser, B. (Eds.), *Biochar in European Soils and Agriculture: Science and Practice*. Routledge, London, pp. 136–164. <https://doi.org/10.4324/9781315884462>
- Kammann, C.I., Schmidt, H.-P., Messerschmidt, N., Linsel, S., Steffens, D., Müller, C., Koyro, H.-W., Conte, P., Stephen, J., 2015. Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. *Sci. Rep.* 5. <https://doi.org/10.1038/srep11080>
- Kammann, Claudia Irene, Schmidt, H.P., Messerschmidt, N., Linsel, S., Steffens, D., Müller, C., Koyro, H.-W., Conte, P., Joseph, S., 2015. Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. *Sci. Rep.* 11080. <https://doi.org/10.1038/srep11080>
- Kätterer, T., Bolinder, M.A., Andrén, O., Kirchmann, H., Menichetti, L., 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141, 184–192. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029>
- Kern, J., Giani, L., Teixeira, W., Lanza, G., Glaser, B., 2019. What can we learn from ancient fertile anthropic soil (Amazonian Dark Earths, shell mounds, Plaggen soil) for soil carbon sequestration? *CATENA* 172, 104–112. <https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2018.08.008>
- Kerré, B., Bravo, C.T., Leifeld, J., Cornelissen, G., Smolders, E., 2016. Historical soil amendment with charcoal increases sequestration of non-charcoal carbon: a comparison among methods of black carbon quantification. *Eur. J. Soil Sci.* 67, 324–331. <https://doi.org/10.1111/ejss.12338>
- Kerré, B., Willaert, B., Cornelis, Y., Smolders, E., 2017. Long-term presence of charcoal increases maize yield in Belgium due to increased soil water availability. *Eur. J. Agron.* 91, 10–15. <https://doi.org/10.1016/J.EJA.2017.09.003>
- Kimbell, L.K., Kappell, A.D., McNamara, P.J., 2018. Effect of pyrolysis on the removal of antibiotic resistance genes and class I integrons from municipal wastewater biosolids. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 4, 1807–1818. <https://doi.org/10.1039/C8EW00141C>
- Kizito, S., Wu, S., Kipkemoi Kirui, W., Lei, M., Lu, Q., Bah, H., Dong, R., 2015. Evaluation of slow pyrolyzed wood and rice husks biochar for adsorption of ammonium nitrogen from piggery manure anaerobic digestate slurry. *Sci. Total Environ.* 505, 102–112. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.096>
- Kuzyakov, Y., Bogomolova, I., Glaser, B., 2014. Biochar stability in soil: Decomposition during eight

- years and transformation as assessed by compound-specific ^{14}C analysis. *Soil Biol. Biochem.* 70, 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.021>
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., Xu, X., 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ^{14}C labeling. *Soil Biol. Biochem.* 41, 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.016>
- Lehmann, J., Abiven, S., Kleber, M., Pan, G., Singh, B.P., Sohi, S.P., Zimmerman, A.R., 2015. Persistence of biochar in soil, in: Lehmann, Johannes, Joseph, S.D. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*. Routledge, London, pp. 235–299.
- Lehmann, J., Hansel, C.M., Kaiser, C., Kleber, M., Maher, K., Manzoni, S., Nunan, N., Reichstein, M., Schimel, J.P., Torn, M.S., Wieder, W.R., Kögel-Knabner, I., 2020. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. *Nat. Geosci.* 13, 529–534. <https://doi.org/10.1038/s41561-020-0612-3>
- Lehmann, J., Joseph, S., 2015. Biochar for Environmental Management: an Introduction, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management*. London, pp. 1–15.
- Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., Crowley, D., 2011. Biochar effects on soil biota – A review. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1812–1836. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>
- Lei, W., Tang, X., Zhou, X., 2020. Biochar amendment effectively reduces the transport of 3,5,6-trichloro-2-pyridinol (a main degradation product of chlorpyrifos) in purple soil: Experimental and modeling. *Chemosphere* 245, 125651. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.125651>
- Leifeld, J., Alewell, C., Bader, C., Krüger, J.P., Mueller, C.W., Sommer, M., Steffens, M., Szidat, S., 2018. Pyrogenic Carbon Contributes Substantially to Carbon Storage in Intact and Degraded Northern Peatlands. *L. Degrad. Dev.* 29, 2082–2091. <https://doi.org/10.1002/ldr.2812>
- Leng, L., Xu, X., Wei, L., Fan, L., Huang, H., Li, Jianan, Lu, Q., Li, Jun, Zhou, W., 2019. Biochar stability assessment by incubation and modelling: Methods, drawbacks and recommendations. *Sci. Total Environ.* 664, 11–23. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.01.298>
- Liu, Q., Liu, B., Zhang, Y., Hu, T., Lin, Z., Liu, G., Wang, X., Ma, J., Wang, H., Jin, H., Ambus, P., Amonette, J.E., Xie, Z., 2019. Biochar application as a tool to decrease soil nitrogen losses (NH_3 volatilization, N_2O emissions, and N leaching) from croplands: Options and mitigation strength in a global perspective. *Glob. Chang. Biol.* 25, 2077–2093. <https://doi.org/10.1111/gcb.14613>
- 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 Soil* 426, 211–225.

<https://doi.org/10.1007/s11104-018-3619-4>

- Liu, S., Zhang, Y., Zong, Y., Hu, Z., Wu, S., Zhou, J., Jin, Y., Zou, J., 2016. Response of soil carbon dioxide fluxes, soil organic carbon and microbial biomass carbon to biochar amendment: a meta-analysis. *GCB Bioenergy* 8, 392–406. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12265>
- Liu, X., Liao, J., Song, H., Yang, Y., Guan, C., Zhang, Z., 2019. A Biochar-Based Route for Environmentally Friendly Controlled Release of Nitrogen: Urea-Loaded Biochar and Bentonite Composite. *Sci. Rep.* 9, 9548. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46065-3>
- Lorenz, K., Lal, R., 2018. Carbon Sequestration in Agricultural Ecosystems 235–260. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-92318-5>
- Luo, S., Wang, S., Tian, L., Li, S., Li, X., Shen, Y., Tian, C., 2017. Long-term biochar application influences soil microbial community and its potential roles in semiarid farmland. *Appl. Soil Ecol.* 117–118, 10–15. <https://doi.org/10.1016/J.APSOIL.2017.04.024>
- Lutfalla, S., Abiven, S., Barré, P., Wiedemeier, D.B., Christensen, B.T., Houot, S., Kätterer, T., Macdonald, A.J., Van Oort, F., Chenu, C., 2017. Pyrogenic carbon lacks long-term persistence in temperate arable soils. *Front. Earth Sci.* <https://doi.org/10.3389/feart.2017.00096>
- Makoto, K., Tamai, Y., Kim, Y.S., Koike, T., 2010. Buried charcoal layer and ectomycorrhizae cooperatively promote the growth of *Larix gmelinii* seedlings. *Plant Soil* 327, 143–152. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0040-z>
- Mandal, A., Singh, N., Purakayastha, T.J., 2017. Characterization of pesticide sorption behaviour of slow pyrolysis biochars as low cost adsorbent for atrazine and imidacloprid removal. *Sci. Total Environ.* 577, 376–385. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.10.204>
- Mašek, O., Buss, W., Brownsort, P., Rovere, M., Tagliaferro, A., Zhao, L., Cao, X., Xu, G., 2019. Potassium doping increases biochar carbon sequestration potential by 45%, facilitating decoupling of carbon sequestration from soil improvement. *Sci. Rep.* 9, 5514. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41953-0>
- Masiello, C.A., Chen, Y., Gao, X., Liu, S., Cheng, H.-Y., Bennett, M.R., Rudgers, J.A., Wagner, D.S., Zygourakis, K., Silberg, J.J., 2013. Biochar and microbial signaling: production conditions determine effects on microbial communication. *Environ. Sci. Technol.* 47, 11496–503. <https://doi.org/10.1021/es401458s>
- Meng, J., He, T., Sanganyado, E., Lan, Y., Zhang, W., Han, X., Chen, W., 2019. Development of the straw biochar returning concept in China. *Biochar* 1, 139–149. <https://doi.org/10.1007/s42773-019-00019-0>
- Mohanty, P., Nanda, S., Pant, K.K., Naik, S., Kozinski, J.A., Dalai, A.K., 2013. Evaluation of the physiochemical development of biochars obtained from pyrolysis of wheat straw, timothy grass

- and pinewood: Effects of heating rate. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 104, 485–493.
<https://doi.org/10.1016/J.JAAP.2013.05.022>
- Mohee, R., Soobhany, N., 2014. Comparison of heavy metals content in compost against vermicompost of organic solid waste: Past and present. *Resour. Conserv. Recycl.* 92, 206–213.
<https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2014.07.004>
- Monlau, F., Sambusiti, C., Antoniou, N., Barakat, A., Zabaniotou, A., 2015. A new concept for enhancing energy recovery from agricultural residues by coupling anaerobic digestion and pyrolysis process. *Appl. Energy* 148, 32–38. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.03.024>
- Mukome, F.N.D., Kilcoyne, A.L.D., Parikh, S.J., 2014. Alteration of Biochar Carbon Chemistry during Soil Incubations: SR-FTIR and NEXAFS Investigation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78, 1632–1640. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.05.0206>
- Nielsen, S., Joseph, S., Ye, J., Chia, C., Munroe, P., Zwieten, L. van, Thomas, T., 2018. Crop-season and residual effects of sequentially applied mineral enhanced biochar and N fertiliser on crop yield, soil chemistry and microbial communities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 255, 52–61.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.020>
- North Carolina State University. Department of Wood and Paper Science., A., Jończyk, K., Gawryjolek, K., Ciepiel, J., 2019. Bioresources., BioResources. Dept. of Wood and Paper Science, College of Natural Resources, North Carolina State University.
- O'Connor, D., Peng, T., Zhang, J., Tsang, D.C.W., Alessi, D.S., Shen, Z., Bolan, N.S., Hou, D., 2018. Biochar application for the remediation of heavy metal polluted land: A review of in situ field trials. *Sci. Total Environ.* 619–620, 815–826.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.11.132>
- Oenema, O., Oudendag, D., Velthof, G.L., 2007. Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livest. Sci.* 112, 261–272. <https://doi.org/10.1016/J.LIVSCI.2007.09.007>
- Ogbonnaya, U., Semple, K., 2013. Impact of Biochar on Organic Contaminants in Soil: A Tool for Mitigating Risk? *Agronomy* 3, 349–375. <https://doi.org/10.3390/agronomy3020349>
- Omara, P., Aula, L., Oyebiyi, F.B., Eickho, E.M., Carpenter, J., Raun, W.R., 2020. Biochar Application in Combination with Inorganic Nitrogen Improves Maize Grain Yield , Nitrogen Uptake , and Use Efficiency in Temperate Soils.
- 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. <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2016.03.029>
- Peng, X., Deng, Y., Peng, Y., Yue, K., 2018. Effects of biochar addition on toxic element concentrations in plants: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 616–617, 970–977.

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

- Pokharel, P., Ma, Z., Chang, S.X., 2020. Biochar increases soil microbial biomass with changes in extra- and intracellular enzyme activities: a global meta-analysis. *Biochar* 2, 65–79. <https://doi.org/10.1007/s42773-020-00039-1>
- Quicker, P., Weber, K. (Eds.), 2016. *Biokohle*. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden. <https://doi.org/10.1007/978-3-658-03689-8>
- Ramtahal, G., Umaharan, P., Hanuman, A., Davis, C., Ali, L., 2019. The effectiveness of soil amendments, biochar and lime, in mitigating cadmium bioaccumulation in *Theobroma cacao* L. *Sci. Total Environ.* 693. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.369>
- Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil* 269, 341–356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- 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>
- Reid, B.J., Pickering, F.L., Freddo, a, Whelan, M.J., Coulon, F., 2013. Influence of biochar on isotopuron partitioning and bioaccessibility in soil. *Environ. Pollut.* 181, 44–50. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.042>
- Reisser, M., Purves, R.S., Schmidt, M.W.I., Abiven, S., 2016. Pyrogenic Carbon in Soils: A Literature-Based Inventory and a Global Estimation of Its Content in Soil Organic Carbon and Stocks. *Front. Earth Sci.* 4, 1–14. <https://doi.org/10.3389/feart.2016.00080>
- Ross, J.J., Zitomer, D.H., Miller, T.R., Weirich, C.A., McNamara, P.J., 2016. Emerging investigators series: Pyrolysis removes common microconstituents triclocarban, triclosan, and nonylphenol from biosolids. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 2, 282–289. <https://doi.org/10.1039/c5ew00229j>
- Safaei Khorram, M., Zhang, Q., Lin, D., Zheng, Y., Fang, H., Yu, Y., 2016. Biochar: A review of its impact on pesticide behavior in soil environments and its potential applications. *J. Environ. Sci.* 44, 269–279. <https://doi.org/10.1016/J.JES.2015.12.027>
- Sanchez-Hernandez, J.C., Ro, K.S., Díaz, F.J., 2019. Biochar and earthworms working in tandem: Research opportunities for soil bioremediation. *Sci. Total Environ.* 688, 574–583. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.06.212>
- Santín, C., Doerr, S.H., Kane, E.S., Masiello, C. a., Ohlson, M., de la Rosa, J.M., Preston, C.M., Dittmar, T., 2015. Towards a global assessment of pyrogenic carbon from vegetation fires. *Glob. Chang. Biol.* n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/gcb.12985>
- Santín, C., Doerr, S.H., Kane, E.S., Masiello, C.A., Ohlson, M., de la Rosa, J.M., Preston, C.M.,

- Dittmar, T., 2016. Towards a global assessment of pyrogenic carbon from vegetation fires. *Glob. Chang. Biol.* 22, 76–91. <https://doi.org/10.1111/gcb.12985>
- Santín, C., Doerr, S.H., Merino, A., Bucheli, T.D., Bryant, R., Ascough, P., Gao, X., Masiello, C.A., 2017. Carbon sequestration potential and physicochemical properties differ between wildfire charcoals and slow-pyrolysis biochars. *Sci. Rep.* 7, 11233. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-10455-2>
- Scharlemann, J.P., Tanner, E.V., Hiederer, R., Kapos, V., 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Manag.* 5, 81–91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Schmidt, H.-P., 2012. 55 Uses of Biochar. *Ithaka J.* 25, 13–25.
- Schmidt, H.-P., Anca-Couce, A., Hagemann, N., Werner, C., Gerten, D., Lucht, W., Kammann, C., 2019. Pyrogenic carbon capture and storage. *GCB Bioenergy* 11. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12553>
- Schmidt, H.-P., Anca-Couce, A., Hagemann, N., Werner, C., Gerten, D., Lucht, W., Kammann, C., 2018. Pyrogenic Carbon Capture & Storage (PyCCS). *GCB Bioenergy*. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12553>
- Schmidt, Hans-Peter, Hagemann, N., Draper, K., Kammann, C., 2019. The use of biochar in animal feeding. *PeerJ* 7, e7373. <https://doi.org/10.7717/peerj.7373>
- Schmidt, H.-P., Kammann, C., Niggli, C., Evangelou, M.W.H., Mackie, K.A., Abiven, S., 2014. Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health and grape quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 191. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.001>
- Schmidt, H.-P., Pandit, B.H., Cornelissen, G., Kammann, C.I., 2017. Biochar-Based Fertilization with Liquid Nutrient Enrichment: 21 Field Trials Covering 13 Crop Species in Nepal. *L. Degrad. Dev.* 28, 2324–2342. <https://doi.org/10.1002/ldr.2761>
- Schmidt, H.-P.P.H.-P., Pandit, B.H.B.H., Cornelissen, G., Kammann, C.I.C.I., 2017. Biochar-based fertilization with liquid nutrient enrichment: 21 field trials covering 13 crop species in Nepal. *L. Degrad. Dev.* accepted. <https://doi.org/10.1002/ldr.2761>
- Schmidt, H., 2011. Pflanzenkohle. *Ithaka J.* 1, 75–82.
- Schmidt, H., Kammann, C.I., Hagemann, N., 2020. Certification of the carbon sink potential of biochar. Switzerland.
- Schmidt, H., Pandit, B., Martinsen, V., Cornelissen, G., Conte, P., Kammann, C., 2015. Fourfold Increase in Pumpkin Yield in Response to Low-Dosage Root Zone Application of Urine-Enhanced Biochar to a Fertile Tropical Soil. *Agriculture* 5, 723–741.

<https://doi.org/10.3390/agriculture5030723>

- Schmidt, M.W.I., Noack, A.G., 2000. Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges. *Global Biogeochem. Cycles* 14, 777–793.
<https://doi.org/10.1029/1999GB001208>
- Sha, Z., Li, Q., Lv, T., Misselbrook, T., Liu, X., 2019. Response of ammonia volatilization to biochar addition: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 655, 1387–1396.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.11.316>
- Shi, W., Ju, Y., Bian, R., Li, L., Joseph, S., Mitchell, D.R.G., Munroe, P., Taherymoosavi, S., Pan, G., 2020. Biochar bound urea boosts plant growth and reduces nitrogen leaching. *Sci. Total Environ.* 701, 134424. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134424>
- Silva, L.C.R., Corrêa, R.S., Wright, J.L., Bomfim, B., Hendricks, L., Gavin, D.G., Muniz, A.W., Martins, G.C., Motta, A.C.V., Barbosa, J.Z., Melo, V. de F., Young, S.D., Broadley, M.R., Santos, R.V., 2021. A new hypothesis for the origin of Amazonian Dark Earths. *Nat. Commun.* 12, 127. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20184-2>
- Sokol, N.W., Kuebbing, S.E., Karlsen-Ayala, E., Bradford, M.A., 2019. Evidence for the primacy of living root inputs, not root or shoot litter, in forming soil organic carbon. *New Phytol.* 221, 233–246. <https://doi.org/10.1111/nph.15361>
- Solomon, D., Lehmann, J., Fraser, J.A., Leach, M., Amanor, K., Frausin, V., Kristiansen, S.M., Millimouno, D., Fairhead, J., 2016. Indigenous African soil enrichment as a climate-smart sustainable agriculture alternative. *Front. Ecol. Environ.* 14, 71–76.
<https://doi.org/10.1002/fee.1226>
- Song, J., Chen, C., Zhu, S., Zhu, M., Dai, J., Ray, U., Li, Yiju, Kuang, Y., Li, Yongfeng, Quispe, N., Yao, Y., Gong, A., Leiste, U.H., Bruck, H.A., Zhu, J.Y., Vellore, A., Li, H., Minus, M.L., Jia, Z., Martini, A., Li, T., Hu, L., 2018. Processing bulk natural wood into a high-performance structural material. *Nature* 554, 224–228. <https://doi.org/10.1038/nature25476>
- 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. Heal. Sustain.* 2, e01202.
<https://doi.org/10.1002/ehs2.1202>
- Sopeña, F., Bending, G.D., 2013. Impacts of biochar on bioavailability of the fungicide azoxystrobin: a comparison of the effect on biodegradation rate and toxicity to the fungal community. *Chemosphere* 91, 1525–33. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.12.031>
- Sørmo, E., Silvani, L., Thune, G., Gerber, H., Schmidt, H.P., Smebye, A.B., Cornelissen, G., 2020. Waste timber pyrolysis in a medium-scale unit: Emission budgets and biochar quality. *Sci. Total Environ.* 718, 137335. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.137335>

- Thees, O., Burg, V., Erni, M., Bowman, G., Lemm, R., 2017. Biomassenpotenziale der Schweiz für die energetische Nutzung, WSL Berich. ed. WSL, Birmensdorf.
- Thies, J.E., Rillig, M.C., Graber, E.R., 2014. Biochar effects on the abundance , activity and diversity of the soil biota.
- Thomas, S.C., Gale, N., 2015. Biochar and forest restoration: a review and meta-analysis of tree growth responses. *New For.* 46, 931–946. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9491-7>
- Wang, J., Xia, K., Waigi, M.G., Gao, Y., Odinga, E.S., Ling, W., Liu, J., 2018. Application of biochar to soils may result in plant contamination and human cancer risk due to exposure of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Int.* 121, 169–177. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2018.09.010>
- Wang, T., Camps-Arbestain, M., Hedley, M., Bishop, P., 2012. Predicting phosphorus bioavailability from high-ash biochars. *Plant Soil* 357, 173–187. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1131-9>
- Wang, Y., Villamil, M.B., Davidson, P.C., Akdeniz, N., 2019. A quantitative understanding of the role of co-composted biochar in plant growth using meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 685, 741–752. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.06.244>
- Wardle, D.A., Nilsson, M., Zackrisson, O., 2008. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science* 320, 629. <https://doi.org/10.1126/science.1154960>
- Weng, Z.H., Van Zwieten, L., Singh, B.P., Tavakkoli, E., Joseph, S., Macdonald, L.M., Rose, T.J., Rose, M.T., Kimber, S.W.L., Morris, S., Cozzolino, D., Araujo, J.R., Archanjo, B.S., Cowie, A., 2017. Biochar built soil carbon over a decade by stabilizing rhizodeposits. *Nat. Clim. Chang.* 7, 371–376. <https://doi.org/10.1038/nclimate3276>
- Werner, C., Schmidt, H.-P., Gerten, D., Lucht, W., Kammann, C., 2018. Biogeochemical potential of biomass pyrolysis systems for limiting global warming to 1.5 °c. *Environ. Res. Lett.* 13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabb0e>
- Whitman, T., DeCiucies, S., Hanley, K., Enders, A., Woolet, J., Lehmann, J., 2020. Microbial community shifts reflect losses of native soil carbon with pyrogenic and fresh organic matter additions and are greatest in low-carbon soils. *bioRxiv* 2020.08.12.249094. <https://doi.org/10.1101/2020.08.12.249094>
- Wiedner, K., Glaser, B., 2015. Traditional use of biochar, in: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar for Environmental Management - Science and Technology* (2nd Ed.). London, pp. 15–38.
- Wiedner, K., Schneeweiss, J., Dippold, M. a., Glaser, B., 2014. Anthropogenic Dark Earth in Northern Germany — The Nordic Analogue to terra preta de Índio in Amazonia. *Catena*. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.10.024>
- Xiang, Y., Deng, Q., Duan, H., Guo, Y., 2017. Effects of biochar application on root traits: a meta-

- analysis. *GCB Bioenergy* 9, 1563–1572. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12449>
- Yazdankhah, S., Rudi, K., Bernhoft, A., 2014. Zinc and copper in animal feed – development of resistance and co-resistance to antimicrobial agents in bacteria of animal origin. *Microb. Ecol. Heal. Dis.* 25. <https://doi.org/10.3402/mehd.v25.25862>
- 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 Manag.* 36, 2–18. <https://doi.org/10.1111/sum.12546>
- Zhang, L., Jing, Y., Xiang, Y., Zhang, R., Lu, H., 2018. Responses of soil microbial community structure changes and activities to biochar addition: A meta-analysis. *Sci. Total Environ.* 643, 926–935. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.231>
- 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. *Sustainability* 12, 3436. <https://doi.org/10.3390/su12083436>
- Zhao, S., Huang, B., Ye, X.P., Shu, X., Jia, X., 2014. Utilizing bio-char as a bio-modifier for asphalt cement: A sustainable application of bio-fuel by-product. *Fuel* 133, 52–62. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2014.05.002>
- Zhao, S., Schmidt, S., Qin, W., Li, J., Li, G., Zhang, W., 2020. Towards the circular nitrogen economy – A global meta-analysis of composting technologies reveals much potential for mitigating nitrogen losses. *Sci. Total Environ.* 704, 135401. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.135401>
- Zheng, Jufeng, Han, J., Liu, Z., Xia, W., Zhang, X., Li, L., Liu, X., Bian, R., Cheng, K., Zheng, Jinwei, Pan, G., 2017. Biochar compound fertilizer increases nitrogen productivity and economic benefits but decreases carbon emission of maize production. *Agric. Ecosyst. Environ.* 241, 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.034>
- Zhou, H., Zhang, D., Wang, P., Liu, X., Cheng, K., Li, L., Zheng, Jinwei, Zhang, X., Zheng, Jufeng, 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. *Agric. Ecosyst. Environ.* 239, 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.006>
- Zimmerman, A.R., Gao, B., 2013. The Stability of Biochar in the Environment, in: Ladygina, N., Rineau, F. (Eds.), *Biochar and Soil Biota*. Boca Raton, pp. 1–40.
- Zomer, R.J., Bossio, D.A., Sommer, R., Verchot, L. V., 2017. Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils. *Sci. Rep.* 7, 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>

Anhang 1: EBC-Positivliste zulässiger Biomassen zur Herstellung von Pflanzenkohle

Positivliste zulässiger Biomassen zur Herstellung von Pflanzenkohlen							
European Biochar Certificate							
Biomassen							
Herkunft	Ausgangsmaterial	ID	EBC-Material	EBC-Agro	EBC-AgroBio	EBC-Futter	Spezielle Anforderungen und Hinweise
Landwirtschaft	Einjährige Energiepflanzen (z.B. Mais, Raps, Zuckerrüben, Sonnenblumen), die spezifisch für die energetische oder stoffliche Biomassennutzung angebaut wurden (NAWARO).	Ag-01	✓	✓	✓	✓	Für EBC-AgroOrganic nur aus biologischem Anbau. Für C-Senken Zertifizierung muss die Menge der eingesetzten Düngemittel deklariert werden.
	Mehnjährige Energiepflanzen (z.B. Miscanthus, durchwachsene Silphie, Wiesenschnitt), die spezifisch für die energetische oder stoffliche Biomassennutzung angebaut werden (NAWARO).	Ag-02	✓	✓	✓	✓	Für EBC-AgroOrganic nur aus biologischem Anbau. Für C-Senken Zertifizierung muss die Menge der eingesetzten Düngemittel deklariert werden.
	Holzige Biomasse aus Kurzumtriebsplantagen (KUP)	Ag-03	✓	✓	✓	✓	Für EBC-AgroOrganic nur aus biologischem Anbau. Für C-Senken Zertifizierung muss die Menge der eingesetzten Düngemittel deklariert werden.
	Baum-, Reben- und Strauchschnitt	Ag-04	✓	✓	✓	✓	Insbesondere auf Schwermetalle aus Pflanzenschutzspritzungen achten.
	Ernterückstände wie Stroh, Kraut, Blätter, Strünke	Ag-05	✓	✓	✓		Insbesondere auf Schwermetalle aus Pflanzenschutzspritzungen achten.
	Altstroh, Spelzen- und Getreidestaub	Ag-06	✓	✓	✓		Arbeitsschutz bei stark staubenden Biomassen beachten.
	Gemüse	Ag-07	✓	✓	✓		Nur Rest- und Abfallstoffe, die nicht oder nicht mehr als Futtermittel verwendet werden können. Für EBC-AgroOrganic nur aus biologischem Anbau
	Saatgut	Ag-08	✓	✓	✓		Dies betrifft nur verfallenes Saatgut. Für EBC-AgroBio nur Saatgut aus biologischem Anbau.
Forstwirtschaft und Holzverarbeitung	Rinde	F-01	✓	✓	✓	✓	
	Holzschäl- und Häckselgut, nur mechanisch behandeltes Holz (Altholz A1)	F-02	✓	✓	✓	✓	Nur aus zertifiziertem, nachhaltigem Anbau. Zugelassen ist das FSC und das PEFC-Siegel, weitere auf Antrag.
	Holz, Holzreste aus mechanischer Bearbeitung (Altholz A1)	F-03	✓	✓	✓	✓	Nur aus zertifiziertem, nachhaltigem Anbau. Zugelassen ist das FSC und das PEFC-Siegel, weitere auf Antrag.
	Sägemehl, Sägespäne, Holzvolle aus nicht-chemisch behandeltem Holz (Altholz A1)	F-04	✓	✓	✓	✓	Für EBC-Agro, EBC-AgroBio und EBC-Feed nur aus naturbelassenem Holz
Landschaftspflege	Laub	S-01	✓	✓	✓		Kein Strassenwischgut. Im Betriebshandbuch können besondere Maßnahmen zur Kontrolle des Laubs auf Verunreinigungen bestimmt werden.
	Wurzelstöcke	S-03	✓	✓	✓		Der Erdanteil gilt als Zusatzstoff und darf nicht mehr als 10% der TS betragen.
	Schnittgut aus Naturschutzpflege	S-04	✓	✓	✓	✓	
Recycling-Wirtschaft	Grüngut	R-01	✓	✓	✓		
	Grüngut mit Rüstabfällen	R-02	✓	✓			
	Grüngut mit Rüstabfällen und Speiseresten	R-03	✓	✓			
	Altpapier	R-04	✓	(✓)			Für EBC-Agro nur Teilsortimente (Papier mit geringem mineralischem Füllstoffanteil) und mit geringen Anteilen Fremdstoffen (max. 1% Kunststoff), wird bei Bedarf im Betriebshandbuch geregelt.
	Behandeltes Altholz (geleimt, gestrichen, beschichtet) ohne PVC oder Schwermetallanreicherung oder Holzschutzmittel (Altholz A2)	R-05	✓	(✓)			Für EBC-Agro nur Teilsortimente (z.B. reine Sperrholz-Abfälle) ohne Beschichtung, wird bei Bedarf im Betriebshandbuch geregelt.
	Behandeltes Altholz (geleimt, gestrichen, beschichtet) mit PVC-Anteilen und/oder Schwermetallanreicherung, ohne Holzschutzmittel (Altholz A3)	R-06	✓				
	Altholz mit Holzschutzmitteln (Altholz A4)	R-07	✓				
Küchen- und Kantinenabfälle	Küchen-, Kantine- und Restaurationsrückstände	K-01	✓	✓			Verunreinigung durch Plastik darf nicht mehr als 1% (15% für EBC-Material) betragen
Nahrungs- und Genussmittelverarbeitung auf pflanzlicher Basis	Material aus Wasch-, Reinigungs-, Schäl-, Zentrifugier- und Abtrennprozessen	N-01	✓	✓	✓		
	Trester, Kerne, Schalen, Schrote oder Pressrückstände (z.B. von Ölmühen, Treber)	N-02	✓	✓	✓	✓	
	Überlagerte Nahrungs-, Lebens- und Genussmittel	N-03	✓	✓	✓		keine tierischen Rückstände
	Fabrikationsrückstände aus der Herstellung von Nahrungsmittelkonserven	N-04	✓	✓	✓		nur rein pflanzliche Rückstände
	Würzmittelrückstände	N-05	✓	✓	✓	✓	
	Rückstände aus der Kartoffel-, Mais- oder Reisstärkeherstellung	N-06	✓	✓	✓	✓	
	Obst-, Getreide- und Kartoffelschlempen, Alkoholbrennereierückstände	N-07	✓	✓	✓		
	Malztreber-keime und -staub aus der Bierproduktion Hopfentreber, Trub und Schlamm aus Brauereien	N-08	✓	✓	✓		
	Trester, Weintrub, Schlamm aus der Weinbereitung	N-09	✓	✓	✓		
	Tabak, Tabakstaub, -grus, -kippen, -schlamm	N-10	✓	✓	✓		
	Tee- und Kaffeesatz	N-11	✓	✓	✓		
	Früchte	N-12	✓	✓	✓	✓	
	Melasserrückstände	N-13	✓	✓	✓	✓	
	Olseatenrückstände	N-14	✓	✓	✓	✓	
	Speiseplätzsubstrate	N-15	✓	✓	✓		
	Rückstände aus der Verarbeitung von Kaffee (Siberhäuten), Kakao (Pressrückstände) oder Tee	N-16	✓	✓	✓	✓	
Gewässerunterhaltsbereich	Rechengut, Schwemmgut, Abfischgut, Müllgut	W-11	✓	✓	✓		
	Wasserpflanzen	W-12	✓	✓	✓	✓	
Textilbereich	Zellulose-, Baumwoll- und Pflanzenfasern	T-01	✓	✓	✓		Der Anteil an Kunstfasern darf maximal 1% (EBC-Material: 15%) betragen. Für AgroBio dürfen die Fasern nicht gefärbt oder anderweitig chemisch behandelt sein.
	Fasern von Hanf, Sisal, etc.	T-02	✓	✓	✓		
Papierherstellung	Papierfaserzuschlag	I-04	✓	✓	✓		Nur aus chemisch unbehandelten Holzfasern, eine Schadstoffanalyse des Papierfaserzuschlages muss vorliegen
Biogasanlagen	Nicht tierische Gärreste	G-01	✓	✓	✓		Der Anteil an tierischen Ausgangsstoffen für die Biogasanlage muss kleiner als 40% sein.