

# **Vertiefungsstudie agrarische Reststoffe**

## **Einfluss der Strohentnahme auf die Bodenökologie landwirtschaftlicher Flächen**

**28.02.2019**

**Im Auftrag von**

**ifeu - Institut für Energie und Umweltforschung gGmbH**

Auftraggeber: ifeu – Institut für Energie und Umweltforschung gGmbH Wilckensstraße 3.  
69120 Heidelberg

Auftragnehmer: Bosch & Partner GmbH Kantstr. 63a  
10627 Berlin

Projektleitung: Wolfgang Peters

BearbeiterInnen: Lea Siebert  
Pascal Kinast

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Vorgehensweise</b> .....	<b>3</b>
2.1	Recherche: Literatur und Dauerfeldversuche .....	3
	<b>Das Jena Experiment</b> .....	<b>3</b>
	<b>SoilMan</b> .....	<b>3</b>
	<b>Gärrestversuch Bayern</b> .....	<b>4</b>
2.2	ExpertInnen-Interviews.....	4
<b>3</b>	<b>Aktueller Stand der Forschung</b> .....	<b>6</b>
3.1	Zusammenhang zwischen Strohentnahme und Humusbilanz, bzw. Veränderung des organischen Kohlenstoffgehalts im Boden ( $C_{org}$ ).....	6
	3.1.1 Gehalte der organischen Substanz im Boden .....	6
	3.1.2 Messung von Gehalt und Qualität der organischen Substanz im Boden .....	7
	3.1.3 Humusreproduktionsleistung von Stroh.....	7
3.2	Einflussfaktoren auf die Humusbilanz in den Dauerfeldversuchen.....	8
	3.2.1 Einflussfaktor Stickstoffdüngung .....	9
	3.2.2 Einflussfaktor Bodenart .....	10
	3.2.3 Einflussfaktor Lufttemperatur.....	10
3.3	Zusammenhang zwischen Humusbilanz ( $C_{org}$ ) und Biodiversität der Bodenorganismen.....	11
	3.3.1 Biodiversität im Boden.....	11
	<b>Megafauna</b> .....	<b>11</b>
	<b>Makrofauna</b> .....	<b>11</b>
	<b>Mesofauna</b> .....	<b>12</b>
	<b>Mikrofauna</b> .....	<b>12</b>
	<b>Mikroorganismen</b> .....	<b>12</b>
	3.3.2 Messung von Artenvielfalt im Boden .....	13
	3.3.3 Auswirkung von organischem Kohlenstoff auf die Bodenbiodiversität .....	13
3.4	Weitere Einflussfaktoren auf die Biodiversität der Bodenfauna.....	15
<b>4</b>	<b>Auswirkungen der Entnahme von Stroh auf die Bodenökologie</b> .....	<b>17</b>
<b>5</b>	<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b> .....	<b>22</b>
<b>6</b>	<b>Fazit</b> .....	<b>25</b>
<b>7</b>	<b>Literaturverzeichnis</b> .....	<b>28</b>

<b>Anhang .....</b>	<b>33</b>
---------------------	-----------

## **Tabellenverzeichnis**

Tabelle 1: InterviewpartnerInnen der ExpertInnenbefragung.....	4
Tabelle 2: Dauerfeldversuche mit Strohdüngung.....	33

## Abkürzungsverzeichnis

BtL	= Biomass to Liquid, <i>Biomasseverflüssigung</i>
C <sub>mic</sub>	= mikrobiell gebundener Kohlenstoff
C <sub>org</sub>	= organischer Kohlenstoff
CO <sub>2</sub>	= Kohlendioxid
DOM	= dissolved organic matter (engl.), <i>gelöste organische Substanz</i> (dt.)
FM	= Frischmasse
H <sub>2</sub> O	= Wasser
Häq	= Humusäquivalenten
IGZ	= Leibniz-Institut für Gemüse und Zierpflanzenbau
LfL	= Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
N	= Stickstoff
TM	= Trockenmasse
Zalf	= Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung

## 1 Einleitung

Die Nutzung von Stroh als Rohstoff für die Herstellung von Bioethanol und Biomethan stellt im Kontext der Energiewende eine Alternative zum gezielten Energiepflanzenanbau dar. Auch wenn so keine direkte Flächenkonkurrenz mit Nahrungs- und Futtermitteln auftritt, steht die energetische Nutzung von Getreidestroh doch im Konflikt mit seiner Verwendung als organischer Dünger auf landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Das Ausbringen von organischer Substanz dient dem Ausgleich der humuszehrenden Wirkung der meisten Fruchtarten sowie dem Entzug von Ausgangsprodukten für Streu durch die Abfuhr der Ernte. Hierfür kann bei der Ernte von Getreide – im Wesentlichen Weizen, Gerste, Roggen und Triticale – in der Praxis entweder das Stroh direkt auf dem Feld gelassen oder für Tierhaltung abgefahren und als Mist wieder aufgefahren werden. Durch Verluste an Kurzstroh und Spreu lassen sich von der vorhandenen Strohmenge allerdings nur ca. 42-71 % abfahren (Kolbe und Zimmer 2015). Die Gegenüberstellung des entstehenden, anbau- und fruchtartenspezifischen Humusreproduktionsbedarfs und der Humusreproduktionsleistung organischer Dünger erfolgt im Rahmen der sog. **Humusbilanz** (VDLUFA 2014). Für eine gute landwirtschaftliche Praxis wird eine ausgeglichene Humusbilanz, mit der stabile Erträge bei minimalen Nährstoffverlusten erzielt werden, angestrebt. Die Humusbilanz spielt somit eine wichtige Rolle bei der nachhaltigen Aufrechterhaltung der Produktivität landwirtschaftlicher Böden. Der Beitrag zur Ertragssteigerung ist nur eine Folge der vielen positiven Auswirkungen von **Humus** auf die Bodenfunktionen. Durch sein Adsorptionsvermögen für Nährstoffe und seine hohe Wasserspeicherkapazität verbessert der Humusgehalt die Versorgung von Pflanzen mit wichtigen Ressourcen. Durch die begünstigte Bildung von stabilen Aggregatgefügen werden sowohl die Strukturstabilität als auch die Porosität des Bodens erhöht, was auch zur Widerstandskraft des Bodens gegen Erosion durch Wasser beiträgt (Amelung et al. 2018). Mit Kohlenstoffgehalten von ca. 50 % stellt Humus eine Kohlenstoffsенke und gleichzeitig die Nahrungsgrundlage für Lebensgemeinschaften von Mikroorganismen und Bodentieren dar (Ottow 2011). **Bodenorganismen** sind sowohl am Aufbau von Humus als auch an seiner Zersetzung beteiligt, womit sie einen entscheidenden Beitrag zu Kohlenstoff- und Nährstoffkreisläufen im Boden leisten. Durch die Stabilisierung des Bodengefüges tragen Bodenorganismen zu einer weiteren Ökosystemdienstleistung bei, die über den Gehalt an verfügbarer Bodenluft und -wasser auch von Bedeutung für den Pflanzenbau ist (Barrios 2007).

Im Rahmen dieser Vertiefungsstudie wurden die Wirkungszusammenhänge zwischen Strohentnahme und der Biodiversität der Bodenlebewesen untersucht. Der Humusgehalt als Indikator für einen guten Bodenzustand einerseits und als Kohlenstoff- und Energiequelle für Bodenorganismen andererseits wurde ebenfalls besonders betrachtet (Kapitel 3). Um die Relevanz des Faktors Strohentnahme gegen andere Wirkungsfaktoren auf die Biodiversität abzugrenzen, wurden ergänzend zur Literaturrecherche eine Reihe von ExpertInnen mit verschiedenen Forschungsschwerpunkten ausgewählt und im Rahmen strukturierter Leitfadenterviews entsprechend des Untersuchungsgegenstandes befragt (Kapitel 4). Die in Kapitel 3 und 4 identifizierten Wissenslücken und wissenschaftlichen Unsicherheiten sowie der daraus resultierende Forschungsbedarf wurden in Kapitel 5 zusammengeführt. Abschließend wurden die aussagekräftigsten Ergebnisse hinsichtlich der Einschätzung

potenziell negativer Auswirkungen der Strohentnahme auf die Bodenökologie in Kapitel 6 zusammengefasst.

## 2 Vorgehensweise

### 2.1 Recherche: Literatur und Dauerfeldversuche

Im Rahmen einer umfassenden **Literaturrecherche** wurden die Wirkungszusammenhänge nach aktuellem Stand der Forschung zusammengefasst. Hierbei sind folgende Zusammenhänge untersucht worden:

- Strohentnahme und Humusbilanz
- Humusbilanz und Biodiversität im Boden
- Weitere Einflussfaktoren auf die Biodiversität im Boden

Für die Zusammenstellung des Hintergrundwissens zu Messmethoden und Grundlagen der Bodenkunde ist auf das Standardwerk *Scheffer & Schachtschabel (Amelung et al. 2011)* sowie weitere Lehrbücher zurückgegriffen worden. Insbesondere für die Zusammenhänge zwischen Strohentnahme und Humusgehalt sowie Humusgehalt und Bodenbiodiversität sind die veröffentlichten Ergebnisse aus vielen Dauerfeldversuchen berücksichtigt.

Die meisten der langjährigen **Dauerfeldversuche** befassen sich mit Düngevarianten zur Optimierung der Pflanzenproduktion. Dennoch beinhalten viele etablierte Feldversuche auch Testparzellen mit reiner oder kombinierter Strohzugabe, sodass Rückschlüsse auf die Humusdynamik und teilweise auch das Bodenleben gezogen werden können. Im Anhang (Tabelle 2) ist eine Übersicht der hier betrachteten Dauerfeldversuche aufgeführt. Wesentlich geringer ist die Zahl an Feldversuchen und Projekten, die sich gezielt mit Substratzugaben und Bodenorganismen beschäftigen. Drei besonders relevante Projekte werden im Folgenden kurz vorgestellt.

#### Das Jena Experiment

Seit 2002 werden auf 90 großen Versuchsflächen à 20 x 20 m sowie auf weiteren 390 kleinen Plots (3,5 x 3,5 m) Diversitätseffekte im Grasland untersucht. Pro Versuchsfläche wurde eine Mischung von 1 bis 16 Arten und 1 bis 4 funktionellen Gruppen aus einem Artenpool von 60 verschiedenen Pflanzenarten zentraleuropäischer Frischwiesen etabliert. Die Versuchsfläche befindet sich auf ehemals landwirtschaftlich genutztem Auenboden (Eutric Fluvisol) mit hohem Lehmanteil (Roscher et al. 2004).

#### SoilMan

Das Thünen-Institut für Biodiversität untersucht im Rahmen des SoilMan-Projekts als Teil des BiodivERsA-Verbundprojektes den Zusammenhang zwischen Ökosystemdienstleistungen von Bodenorganismen und landwirtschaftlichen Bodenbewirtschaftungspraktiken (Thünen-Institut 2019). In Feld- und Laboruntersuchungen werden die Leistungen ausgewählter Bodenorganismen (Schnecken, Regenwürmer, Enchyträen, Springschwänze, Milben, Pilze und Bakterien) in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung und Fruchtfolge erforscht. Hinsichtlich der Nutzung von Ernterückständen beinhalten die drei Varianten des Versuchsdesigns neben dem Einpflügen und der Ablage an der Oberfläche auch die Entnahme der Streu (Potthoff und Linsler 2019).

## Gärrestversuch Bayern

In Kooperation mit dem Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe untersucht die Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) die langfristige Nachhaltigkeit der Nutzungspfade Biogas und biomass-to-liquid-Kraftstoffen (BtL) auf den Boden. Die 2009 auf zehn Jahre angelegten Feldversuche umfassen sechs Düngevarianten, die in einer Blockanlage mit vier Wiederholungen getestet werden. Verteilt auf vier Standorte in Bayern werden die Felder stetig mit einem Winterweizen-Silomais-Fruchtwechsel bewirtschaftet und regelmäßig gepflügt. Neben der Rückführung der Gärreste aus Biogasanlagen wird auch eine rein mineralische Düngung sowie die Düngung mit Rindergülle angewandt. Die Auswirkungen des BtL-Nutzungspfades auf den Boden werden durch Verbleib bzw. Abfuhr von Stroh bei mineralischer sowie Gärrest-Düngung simuliert. Entsprechend der Bedarfswerte der Anbaukulturen wird mit Stickstoff gedüngt, wobei der Gehalt pflanzenverfügbare Stickstoff im Gärrest berücksichtigt wird. Neben dem Bodenkohlenstoffgehalt und der Aggregatstabilität werden in regelmäßigen Abständen auch bodenmikrobiologische Kennwerte und Bodenmesofauna sowie der Regenwurmbestand erfasst (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) 2019).

## 2.2 ExpertInnen-Interviews

Für ein besseres Verständnis und um die Auswirkungen der Strohentnahme auf die Diversität der Bodenfauna einschätzen zu können, wurden eine Reihe von **Interviews mit FachexpertInnen** durchgeführt. Alle Interviews hatten das Ziel, die Wirkfaktoren auf die Bodenbiodiversität zu identifizieren und zu verstehen sowie sie in ihrer Relevanz gegenüber einer Strohentnahme einzuordnen. Ausgewählt wurden die ExpertInnen nach ihrer themenbezogenen Fachexpertise, relevanten Publikationen sowie nach Hinweisen und Empfehlungen durch InterviewpartnerInnen. Die Befragung fand entweder im Rahmen eines Leitfadenterviews am Telefon oder durch die schriftliche Beantwortung eines Fragebogens per E-Mail statt. In Tabelle 1 sind die befragten FachexpertInnen mitsamt Themenschwerpunkt aufgeführt.

Tabelle 1: InterviewpartnerInnen der ExpertInnenbefragung

Person, Institution	Themenschwerpunkt	Datum
Stefan Scheu, Universität Göttingen	Tierökologie (Jena-Experiment)	04.12.2018
Johannes Burmeister, LfL Bayern	Regenwürmer, Laufkäfer (Gärrestversuch Bayern)	07.01.2019 14.01.2019 (Laufkäfer)
Monika Joschko, zalf	Humusreproduktionsleistung von Stroh	07.01.2019
Jürgen Reinhold	Zusammensetzung organischer Dünger; Humusreproduktion	17.01.2019
Rainer Georg Jörgensen, Uni Kassel	Strohdüngung, Bodenleben	21.01.2019

Einfluss der Strohentnahme auf die Bodenökologie landwirtschaftlicher Flächen

---

Person, Institution	Themenschwerpunkt	Datum
Christine van Capelle & Stefan Schrader, Thünen-Institut	Biodiversität (SoilMan-Projekt)	21.01.2019
Harald Volz, LfL Bayern	Feldhamster	25.01.2019
Silke Ruppel, IGZ Großbeeren	Bodenbiologie	21.01.2019

### 3 Aktueller Stand der Forschung

#### 3.1 Zusammenhang zwischen Strohentnahme und Humusbilanz, bzw. Veränderung des organischen Kohlenstoffgehalts im Boden ( $C_{org}$ )

Unter Humus wird die „in den Boden integrierte organische Bodensubstanz“ (VDLUFA 2014) verstanden. Gemäß der guten fachlichen Praxis des Bundesbodenschutzgesetzes ist der standorttypische Humusgehalt landwirtschaftlich genutzter Böden zu erhalten, um die Bodenfruchtbarkeit und -leistungsfähigkeit nachhaltig zu sichern (BBodSchG § 17 (2)). Da die organische Substanz im Boden als Bestandteil des globalen Kohlenstoffkreislaufs kontinuierlichen Abbauprozessen unterliegt, ist die Nachlieferung von Pflanzenresten als neue organische Ausgangsstoffe entscheidend. In der Landwirtschaft kann Stroh in Form von Ernterückständen oder als Teil organischer Dünger als Ausgangsstoff dienen (Amelung et al. 2018). Da aber der Gehalt von Humus im Boden vielen Einflussfaktoren unterliegt und sich auch nur schwer messen lässt, ist der Zusammenhang von Strohentnahme bzw. -zugabe und dem lokalen Humusgehalt sehr komplex. Nichtsdestotrotz existieren Ansätze, beide Faktoren in ein Verhältnis zu setzen sowie etliche Dauerfeldversuche, die sich mit den Auswirkungen verschiedener Substratzugaben auf den Humusgehalt beschäftigen.

##### 3.1.1 Gehalte der organischen Substanz im Boden

Der Humuskörper eines Bodens besteht aus Huminstoffen und Streuresten. Die Zusammensetzung dieser beiden Anteile hängt von der Vegetation (jährliche Streumenge und -zusammensetzung) und den Standorteigenschaften – Wärme, Wasser, Luft, Nährstoffe – ab (Amelung et al. 2018). Letztere Faktoren sind entscheidend für die Leistung der Bodenorganismen, die die zugeführte organische Substanz kontinuierlich zu  $CO_2$  und  $H_2O$  abbauen und dabei die enthaltenen Nährstoffe pflanzenverfügbar machen. Je weiter dieser Prozess der **Mineralisierung** der organischen Substanz fortgeschritten ist, desto mehr Kohlenstoff (C) wird als  $CO_2$  freigesetzt bzw. neben größten Teilen des Stickstoffs (N) in die mikrobielle Biomasse eingebaut. Für die Abbaugeschwindigkeit ist die Stabilität der pflanzlichen organischen Verbindungen entscheidend. So werden alle nicht verholzten Anteile, wie Zucker, Stärke, Proteine, Cellulose oder Hemicellulosen, wesentlich schneller abgebaut als andere, sodass sich Verbindungen mit einer höheren Rekalzitranz, wie z.B. Lignin, im Boden anreichern. Alle im System verbleibenden organischen Substanzen, die noch nicht mineralisiert wurden, gehören zur organischen Bodensubstanz, sodass Humus aus Stoffen unterschiedlicher Abbaugrade besteht (Amelung et al. 2018). Die organische Substanz wird durch eine Reihe von Prozessen unterschiedlich stark im Mineralboden festgelegt und somit vor dem mikrobiellen Abbau geschützt. Diese **Stabilisierung** kann entweder durch eine räumliche Trennung von Substrat und Zersetzern durch Einbau in Aggregate oder über verschiedene Wechselwirkungen mit den Bodenmineralen erfolgen, wobei gelöste organische Substanzen (DOM) sog. organo-mineralischen Verbindungen mit der feinkörnigen Tonfraktion eingehen (Amelung et al. 2018).

Aus der variierenden Stärke der Verbindung mit der Mineralphase wird die organische Substanz in drei „Pools“ unterteilt, die ihre Verfügbarkeit für eine schnelle, langsamere oder sehr langsame Umsetzung beschreiben (Amelung et al. 2018). Die organische Substanz des

**labilen** Pools – in Ackerböden ca. 1-5 % – kann innerhalb von Monaten oder wenigen Jahren abgebaut werden und stellt die kurzfristige Nährstoffversorgung sicher. Der **intermediäre** Pool beinhaltet hauptsächlich teilweise zersetzte Pflanzenreste, die Aggregation geschützt sind und über eine Zeit von 10 – 50 Jahre abgebaut werden. Die **stabile** Humusfraktion im passiven Pool umfasst Substanzen, die in organo-mineralischen Verbindungen oder als Holzkohle oder Kohle stabilisiert sind. Es wird davon ausgegangen, dass sich bei gleich bleibender Zufuhr von organischem Material ein Gleichgewicht zwischen dem Abbau der organischen Substanz und Anlieferung einstellt (Amelung et al. 2018).

### 3.1.2 Messung von Gehalt und Qualität der organischen Substanz im Boden

Da sich der Humusgehalt nicht zweifelsfrei messen lässt, wird üblicherweise von dem gemessenen Gehalt an **organischem Kohlenstoff ( $C_{org}$ )** auf den Anteil an organischer Bodensubstanz geschlossen (Körschens 2010). In der Regel wird der  $C_{org}$ -Gehalt einer Bodenprobe über Auswiegen des Glühverlusts nach Verbrennung bzw. durch Erfassung des gebildeten  $CO_2$  ermittelt (Blume et al. 2011). Basierend auf der Annahme, dass die organische Substanz einen mittleren Kohlenstoffgehalt von 58 % hat, wird der ermittelte  $C_{org}$ -Wert mit dem Faktor 1,724 multipliziert. Da aber in der Analyse nicht nur Huminsäuren, sondern auch kohlenstoffärmere Streustoffe erfasst werden, wird oft auch ein C-Anteil von 50 % angenommen (Amelung et al. 2018).

Das Verhältnis von  $C_{org}$  zu  $N_t$  (Gesamt-Stickstoffgehalt) – das sog. **C/N-Verhältnis** – wird als Indikator für Pflanzenverfügbarkeit von Stickstoff genommen. Bei engen C/N-Verhältnissen (<25, d.h. viermal so viel C wie N) wird i.d.R. genügend Stickstoff freigesetzt, um die Pflanzen ausreichend zu versorgen. Bei weiten C/N-Verhältnissen (>25, d.h. es wird über viermal so viel C wie N eingebracht bzw. die N-Versorgung sinkt auf unter ein Viertel des C-Gehalts) kann es zur N-Immobilisation kommen, weil Mikroorganismen das mineralische N aufnehmen und somit in der mikrobiellen Biomasse speichern.

### 3.1.3 Humusreproduktionsleistung von Stroh

Bezogen auf die Trockenmasse hat Getreidestroh mit 25,8 % den größten Anteil am Aufkommen landwirtschaftlicher Reststoffarten (Zeller et al. 2011) und gilt aktuell als wichtigster organische Dünger auf landwirtschaftlichen Flächen in Deutschland (Joschko et al. 2010). Laut Amelung et al. (2018) besteht Weizenstroh zu 27-33 % aus Cellulose, zu 21-26 % aus Hemicellulose, zu 18-21 % aus Lignin und zu 3 % aus Proteinen. Da für den Abbau von Lignin neben Sauerstoff auch noch eine zusätzliche C-Quelle als Energielieferant für die ligninabbauenden Mikroorganismen nötig ist, wird Lignin vergleichsweise langsam abgebaut und reichert sich – besonders in anaeroben Böden – an. Auch das C/N-Verhältnis von Stroh ist mit 50-100 sehr weit, was den Abbau erschwert, und wird erst im Laufe der Mineralisierung enger (Amelung et al. 2018).

Diese stoffliche Zusammensetzung ist neben dem Trockenmassegehalt laut VDLUFA (2014) ein entscheidender Faktor, um die Humusreproduktionsleistung von Stroh als organischer Dünger zu bewerten. Bei 86 % Trockenmasse (TM) schreibt der VDLUFA (2014) Stroh mit 100 Humusäquivalenten (Häq) je t Frischmasse den vergleichsweise höchsten vergebenen

Richtwert für die Humuswirkung zu. Somit wird davon ausgegangen, dass die Zugabe von 1 t Stroh als Frischmasse (FM) zu einer Humusproduktion von 100 kg Humus-C führt.

**Die Humusreproduktionsleistung von Stroh als organischer Dünger ist der entscheidende Faktor für die Einschätzung, wie viel Stroh für den Ausgleich der Humusbilanz auf dem Acker verbleiben muss und wie hoch in der Differenz das energetische Nutzungspotential von Stroh ist.**

Allerdings sind die Zusammenhänge hier komplex, weshalb sowohl für den Humusbedarf als auch für das Strohpotential i.d.R. eher ein Bereich als eine absolute Zahl angegeben wird. Somit wird die Humusversorgung der vorangegangenen Jahre in einem Boden bei der VDLUFA-Humusbilanzierung als jeweiliger Grenzwerte des fruchtartenspezifischen Humusbedarfs berücksichtigt. Der untere Wert bezeichnet den Bedarf bei zuvor ausgeglichener Humusbilanz und bedarfsgerechter Düngung von mineralischem Stickstoff, während der obere Wert bei vorangegangenem Humusmangel, d.h. ein Gehalt an organischem Kohlenstoff unter 200 mg kg<sup>-1</sup> (Körschens et al. 2005) angewendet wird. Auch die Werte zur Humusreproduktionsleistung von Stroh führen zu abweichenden Prognosen zum energetisch nutzbaren Getreidestrohanteil zwischen 10 bis 60 % des gesamten Getreidestrohaufkommens (Münch 2008).

### 3.2 Einflussfaktoren auf die Humusbilanz in den Dauerfeldversuchen

Die Auswirkungen von verschiedenen Düngevarianten u.a. auf den Humusgehalt werden in Deutschland in etlichen landwirtschaftlichen Dauerfeldversuchen mit Laufzeiten von teilweise über 100 Jahren untersucht. Erst über die Auswertung von Dauerfeldversuchen mit Probennahmen über viele Jahrzehnte lassen sich die natürlichen Schwankungen der organischen Kohlenstoffgehalte im Boden herausrechnen, die bei Betrachtung zu kurzer Zeiträume zu erheblichen Fehlinterpretationen führen können (Körschens 2010). Da der Fokus in vielen dieser Dauerfeldversuchen auf der Erntemenge und der Nährstoffversorgung des Bodens liegt, erfolgte oft keine reine Strohzugabe, sondern eine Düngung mit Kombinationen von organischem Dünger in Form von Stallmist, oder Stroh mit mineralischem Dünger (NPK). Da das Getreidestroh in der Praxis teilweise auch als Stallmist dem Boden wieder zugeführt wird, sind diese Studien durchaus relevant. Eine Tabelle mit Dauerfeldversuchen mit über 20 Jahren Laufzeit befindet sich im Anhang.

In ihrem Vergleich von u.a. 12 deutschen Dauerfeldversuchen (> 20 Jahre Laufdauer) betrachten Körschens et al. (2013) die Steigerung des C<sub>org</sub>-Gehalts durch die jährliche Zugabe von 10 t Stallmist pro ha in Kombination mit NPK-Dünger im Vergleich zu Varianten mit mineralischer, organischer Düngung oder keiner Düngung. Im Ergebnis führte die Stallmist-NPK-Düngevariante zur Steigerung des organischen Bodenkohlenstoffs (in 0-30 cm Tiefe) um 0,14 bis 0,72 %-Punkte, während die alleinige Zugabe von 10 t Stallmist pro ha nur zu Steigerungen von 0,01 bis 0,49 %-Punkten führte.

Auch im statistischen Nährstoffmangelversuch in **Thyrow** wurden mit einer Kombination aus 15 t Stallmist pro ha, mineralischem NPK-Dünger und Kalk höhere Gehalte an organischem Kohlenstoff erreicht als mit alleiniger Stallmistdüngung (Baumecker et al. 2002). Über einen Zeitraum von 35 Jahren (1965-2000) führte die Zugabe von kombiniertem organischen und

mineralischen Dünger zu optimalen standorttypischen  $C_{org}$ -Gehalten, während mit organischer Düngung aus Stallmist niedrigere Kohlenstoffgehalte knapp unterhalb des Optimums erreicht wurden.

Die Ergebnisse der Dauerversuche *Ewiger Roggenbau* in **Halle** (Herbst et al. 2016), in **Groß Kreutz** (Zimmer et al. 2005), **Müncheberg und Braunschweig** (Rogasik et al. 2004) zeigen ebenfalls positive Auswirkungen kombinierter mineralisch-organischer Düngung auf den Bodenkohlenstoffgehalt und machen die Bedeutung von Stallmist als Dünger gegenüber rein mineralischen Düngekombinationen deutlich. In **Halle** wurden durch die Zugabe von jährlich 12 t Stallmist pro ha deutlich höhere Kohlenstoffgehalte erreicht als durch mineralische N-, P- oder NPK-Düngungen (Herbst et al. 2016). Im Dauerfeldversuch in **Groß Kreutz** (Brandenburg) konnten durch die alleinige Zugabe von Stallmist ohne NPK-Dünger über 45 Jahre (1959-2003) die höchsten C-Gehalte in der Ackerkrume erzielt werden (Zimmer et al. 2005). In Kombination mit N-Mineraldüngung wurde bei halbiertem Stallmistzugabe eine Mehrung des C-Bodenvorrats um immerhin 16 % erzielt. In ihrem Vergleich zweier Dauerfeldversuche in **Müncheberg und Braunschweig** stellen Rogasik et al. (2004) in den NPK-gedüngten Feldern weit geringere Steigerungen des  $C_{org}$ -Gehaltes fest als in den Feldern mit regelmäßigen Zugaben von kombiniertem NPK-Dünger mit Stroh bzw. Stallmist.

Der Vergleich der wenigen Versuchsdesigns mit reiner Strohdüngung führt zu unterschiedlichen Ergebnissen. Im F2a-Versuch in **Halle** führte die alleinige Strohdüngung ohne Stickstoff über 46 Jahre zu konstanten C-Gehalten, welche sich durch eine Kombination von Stroh und mineralischem N-Dünger steigern ließen (Herbst et al. 2016). Im Dauerversuch in **Groß Kreutz** kam es über 45 Jahre zu C-Verlusten bei alleiniger Strohdüngung, während Stroh in Kombination mit mineralischem N-Dünger sowie Stroh mit Gründüngung zu gleichbleibendem  $C_{org}$ -Gehalt führten (Zimmer et al. 2005).

Körschens et al. (2013) betonen die Bedeutung der Ausgangswerte der Dauerversuchsböden an organischem Kohlenstoff. Durch eine erhöhte Bodenbearbeitung kommt es zwangsläufig zu C-Verlusten, sodass sich trotz optimaler Streu- und Düngezugaben teilweise erst nach mehreren Jahrzehnten mit abnehmendem  $C_{org}$ -Gehalt ein neues Gleichgewicht einstellt. Auch Rogasik et al. (2004) stellen eine pflugbedingte Reduzierung des  $C_{org}$ -Gehalts in den oberen 30 cm des Bodenprofils fest. Da die meisten hier betrachteten Dauerfeldversuche über mehr als 20 Jahre laufen und der Einfluss der Humusausgangswerte im Boden über die Zeit immer weiter abnimmt, erklären diese nicht die Unterschiede zwischen den Versuchen mit gleicher Substratzugabe. Wenngleich sich diese Unterschiede schwerlich auf einen bestimmten Einflussfaktor zurückführen lassen, so gibt es doch eine Reihe von Faktoren, die dabei eine Rolle spielen.

### 3.2.1 Einflussfaktor Stickstoffdüngung

Die Ergebnisse verschiedener Dauerversuche haben eine Steigerung der Bodenkohlenstoffgehalte durch die Kombination von Stroh oder Stallmist mit mineralischem Stickstoffdünger festgestellt (Herbst et al. (2016); Baumecker et al. (2002); Körschens et al. (2013)). Eine rein mineralische Düngung wirkt sich in verschiedenen Dauerfeldversuchen unterschiedlich auf den C-Gehalt des Bodens aus. In **Thyrow** führte die alleinige NPK-

Düngung zu sehr mangelhaften Gehalten an organischem Kohlenstoff, weit unterhalb des Optimums, welches mit der Stallmist-NPK-Kalk-Kombination gut und mit alleiniger Stallmistzugabe knapp eingehalten wurde (Baumecker et al. 2002). Im Gegensatz dazu konnte in den Dauerdüngungsversuchen in **Halle** im Versuch F1a mit einer NPK-Volldüngung sowie im Versuch F2a mit mineralischer N-Düngung der Kohlenstoffgehalt des Bodens über 46 Jahre gehalten werden (Herbst et al. 2016). Auf den Versuchsfeldern des *Ewigen Roggenbaus* führte allerdings eine regelmäßige Stallmistdüngung zu wesentlich höheren Kohlenstoffwerten, als sie in F1a oder F2a mit mineralischem Dünger erreicht werden. Herbst et al. (2016) führen den Anstieg der C-Gehalte im Boden durch mineralische Düngung auf die Zunahme von Pflanzenrückständen als Folge erhöhten Pflanzenwachstums zurück.

### 3.2.2 Einflussfaktor Bodenart

Die Bodenart hat entscheidenden Einfluss auf die Stabilität der organischen Substanz und somit auf die Gehalte an organischem Kohlenstoff im Boden. Insbesondere der Tonanteil ist von Bedeutung für die Bildung von stabilen Aggregaten, wodurch organische Substanz vor dem Abbau geschützt werden kann (Amelung et al. 2018). In Böden mit hohem Sandgehalt begünstigt dazu noch die gute Belüftung durch den hohen Grobporenanteil den mikrobiellen Abbau (MLUV 2009). Der Einfluss der Bodenart auf den Humusgehalt bei variierenden Substratzugaben wurde durch Körschens et al. (2013) zusammengefasst. Je geringer der Tonanteil der Böden, desto weniger ließ sich organischer Kohlenstoffanteil in den oberen 20 cm Boden durch mineralischen oder kombinierten mineralischen und organischen Dünger steigern (Körschens et al. 2013).

### 3.2.3 Einflussfaktor Lufttemperatur

Extreme Unterschiede in den  $C_{org}$ -Gehalten zweier Dauerfeldversuche in Wien und Madrid mit gleichem Tonanteil und Niederschlag führen Körschens et al. (2013) auf 6°C Unterschied in der Durchschnittstemperatur zurück. Baumecker et al. (2002) stellen nach Berechnung des Korrelationskoeffizienten einen Zusammenhang zwischen der kontinuierlichen Abnahme der Kohlenstoffgehalte zwischen 1965 und 2000 und der angestiegenen mittleren Bodentemperatur fest. Dennoch konnten Körschens et al. (2014) in ihrem Vergleich von 15 langjährigen Dauerfeldversuchen keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Humusgehalt und Lufttemperatur nachweisen.

**Die Ergebnisse der Dauerfeldversuche machen die Komplexität der Zusammenhänge zwischen Substratzugabe und Humus- bzw. Kohlenstoffgehalten deutlich. Die hier betrachteten Studien gehen davon aus, dass durch die Zugabe von Stallmist oder Stroh ggf. in Kombination mit Stickstoff in mineralischer oder organischer Form höhere Gehalte an organischem Kohlenstoff im Boden erzielt werden als mit alleiniger mineralischer Düngung zu erreichen wären. Ein hoher Tonanteil im Boden kann sich darüber hinaus stabilisierend auf die organische Substanz auswirken, während der Einfluss der Lufttemperatur umstritten ist.**

### 3.3 Zusammenhang zwischen Humusbilanz ( $C_{org}$ ) und Biodiversität der Bodenorganismen

Biologische Vielfalt oder Biodiversität ist laut *Nationaler Strategie zur biologischen Vielfalt* als „Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft“ definiert, was sich sowohl auf die innerartliche Vielfalt als auch auf die Vielfalt zwischen den Arten bezieht (BMUB 2007, S. 9). Böden beherbergen nicht nur einen Großteil der globalen Biodiversität, sondern erfüllen auch viele Ökosystemfunktionen, die direkt oder indirekt von der Artenvielfalt im Boden abhängig sind (Barrios 2007). Als „existenzielle Grundlage für das menschliche Leben“ (BMUB 2007, S. 9) wird die biologische Vielfalt in Deutschland gemäß §1 BNatSchG geschützt und auch in §2 UVPG als Schutzgut aufgeführt.

Die Bedeutung der Biodiversität der Bodenorganismen zu verstehen und zu bewerten wird durch viele Forschungslücken erschwert. Es ist bekannt, dass die Artenvielfalt im Boden weitaus größer ist als die funktionelle Vielfalt, d.h. als die Anzahl an Funktionen, die durch Bodenorganismen erfüllt werden, was die Stabilität essentieller Ökosystemfunktionen gewährleistet (Barrios 2007). Wenngleich noch lange keine Grenzwerte als Mindestmaß für „notwendige“ Biodiversität festgelegt werden können, so wird im Kontext planetarer Grenzen der Ansatz der funktionellen Diversität als vielversprechend eingestuft (Mace et al. 2014). In der Praxis werden die Möglichkeiten, die Abundanz verschiedener Arten zu messen, stark durch die Größe der Organismen bestimmt. Die Auswirkungen oberirdischer Biodiversität auf die unterirdische Artenvielfalt wird aktuell an der Schnittstelle zwischen Agrarwissenschaften und Bodenbiologie in verschiedenen Forschungsprojekten untersucht.

#### 3.3.1 Biodiversität im Boden

Bodenorganismen werden anhand ihres Körperdurchmessers in Mikro-, Meso-, Makro- und Megafauna unterteilt, während Bakterien, Pilze und Archaeen hier zu Mikroorganismen zusammengefasst werden (Amelung et al. 2018).

##### Megafauna

Zur Megafauna zählen im Boden lebende Tiere mit über 20 mm Körpergröße wie der **Europäische Maulwurf** und andere Säugetiere, wie **Hamster**, **Kaninchen** oder **Mäuse**, die aber nur periodisch im Boden leben (Amelung et al. 2018).

##### Makrofauna

Zur Makrofauna zählen Bodentiere zwischen 2 und 20 mm Durchmesser, d.h. u.a. Schnecken, Asseln, Insekten, Tausendfüßler und Sinnen. **Regenwürmer** (Lumbricidae) sind die bekanntesten Vertreter der Makrofauna und nehmen je nach Lebensform Einfluss auf wichtige Bodeneigenschaften. Epigäische Arten leben oberflächennah in der Humusaufgabe und ernähren sich von vorzersetzer Streu. Endogäische Arten leben im Mineralboden und sorgen durch ihre Gangsystem bis in 50 cm Tiefe für eine horizontale Verteilung von infiltriertem Wasser. Außerdem durchmischen sie den Mineralboden mit organischer Substanz. Die

Tiefgräber oder anezischen Arten graben vertikale Gänge, kommen aber für die Nahrungsaufnahme an die Bodenoberfläche (Kautz et al. 2006). Auch **Ameisen** (Formicidae) zählen zur Makrofauna und sind an der Umsetzung des Bodens beteiligt (Amelung et al. 2018).

### Mesofauna

Springschwänze (Collembolen) und Milben (Acari) gehören beide zur Mesofauna (0,2 – 2,0 mm) und lassen sich auch als **Mikroarthropoden** zusammenfassen (Kautz et al. 2006). **Springschwänze** lassen sich nach Lebensraum in epedaphische (Bodenoberfläche), heiedaphische (Streu und oberste Bodenlagen) und euedaphische (tiefere Bodenlagen) Arten unterteilen. Ebenso werden sie je nach Nahrungsausrichtung als mikrophag (Pilze und Bakterien), nekrophag (Aas) oder koprophag (Kotballen) definiert (Amelung et al. 2018). Auch **Milben** unterscheiden sich in ihren Nahrungspräferenzen, mit Spezialisierungen auf Bakterien, Pilze oder Fadenwürmer, Springschwänze und sogar andere Milben (van Capelle et al. 2012). Mikroarthropoden sind über die Zersetzung organischer Substanz für die Mineralisierung durch Mikroorganismen an wichtigen Nährstoffkreisläufen beteiligt (Kautz et al. 2006). Ebenfalls an Zersetzungsprozessen organischer Bodensubstanz beteiligt sowie verantwortlich für eine horizontale Verteilung von Nährstoffen sind Enchyträen (Enchytraeidae) (van Capelle et al. 2012).

### Mikrofauna

**Fadenwürmer** (Nematoda) sind mit unter 0,2 mm Durchmesser Vertreter der Mikrofauna, die auf verschiedene Nahrung spezialisiert sind (Bakterien, Pflanzen, Wurzeln, Pilze, andere Tiere) (van Capelle et al. 2012). Durch diese Spezialisierung werden Fadenwürmer als Indikatoren für die Resilienz des Ökosystems angesehen, da die Messung der jeweiligen Abundanzen Rückschlüsse auf zeitnahe Störungen des Ökosystems zulassen (Liu et al. 2016).

### Mikroorganismen

Die von den Bodentieren abgegrenzten Mikroorganismen umfassen sowohl **Bakterien** als auch **Pilze** und **Algen** und werden auf Grund ihrer großen Bedeutung für die Bodenprozesse zur Humusbildung hier mitbetrachtet. Bakterien machen hinsichtlich ihrer Biomasse in  $\text{g m}^{-2}$  den größten Anteil an Bodenorganismen aus (Amelung et al. 2018). Die mikrobielle Biomasse spielt eine entscheidende Rolle für die Bereitstellung von Nährstoffen für Pflanzen, u.a. über den Ligninabbau eingebrachter Streu (Ottow 2011). Die größte Aktivität der Bodenorganismen findet – abhängig von Nahrungsangebot, Temperatur und Bodenfeuchte – im Wurzelraum in den oberen Bodenschichten statt. Es wird davon ausgegangen, dass viele Bodenmikroorganismen überall vorkommen und sich abhängig von den lokalen Umweltbedingungen etablieren. Organische Substanz dient ihnen dabei als Kohlenstoff- und Energiequelle (Amelung et al. 2018).

Die oben erwähnten Bodenorganismen nehmen Einfluss auf diverse Ökosystemfunktionen und sind darüber hinaus Teil eines komplexen Nahrungsnetzes, wodurch sich die Abundanzen der Arten gegenseitig beeinflussen. Zu den wichtigsten funktionellen Leistungen gehören die Beteiligung an Nährstoffkreisläufen (hauptsächlich Stickstoff und Kohlenstoff, aber auch andere Nährstoffe wie Phosphor), wozu auch die Zersetzung von organischem Material gehört, die Beeinflussung der Bodenstruktur durch Aggregatbildung und Durchmischung sowie biologische Bekämpfung von Schädlingen und Krankheiten im Boden (Barrios 2007).

### 3.3.2 Messung von Artenvielfalt im Boden

Für die Einschätzung des Zustands der Biodiversität kann sowohl die Artendiversität als auch die genetische Diversität oder die funktionelle Diversität berücksichtigt werden (Ottow 2011). Für die **Artendiversität** werden einerseits die Artenzahl (species richness) und andererseits der Shannon-Wiener-Index, der auch die Häufigkeitsverteilung innerhalb der Arten berücksichtigt, hinzugezogen. Die **genetische Diversität** von Mikroorganismen lässt sich über die Sequenzanalyse von ribosomaler RNA ermitteln (Amelung et al. 2018). Für die Feststellung der **funktionellen Diversität**, werden die Bodenorganismen Ökosystemfunktionen zugeordnet, wodurch sie als Indikatoren für bestimmte ökologische Bedingungen dienen können (Ottow 2011).

Für die Erhebung der Abundanz bestimmter Arten gibt es verschiedene Verfahren, von denen hier einige exemplarisch vorgestellt werden. Während sich Regenwürmer noch gut zählen lassen, erfordert die Bestimmung von Anzahl und Masse von Mikroorganismen chemische Labormethoden. Eine gängige Methode zur Quantifizierung von Bodenmikroorganismen ist die Messung ihres Kohlenstoffgehaltes mit der **Fumigation-Extraktionsmethode**, wobei neben  $C_{mic}$  in  $\mu\text{g C g}^{-1}$  Boden auch der in mikrobieller Biomasse gespeicherte Stickstoff ( $N_{mic}$ ) bestimmt werden kann (Ottow 2011). Landwirtschaftliche Böden haben in der Regel einen Gehalt von 100-1000  $\mu\text{g C g}^{-1}$  Boden und befinden sich somit in einem Verhältnis zu  $C_{org}$  von 3,0 - 6,0 %. Der Anteil an Pilzen im Boden wird über den Gehalt an Ergosterol (Zellwandbestandteil vieler Pilze) gemessen und beträgt in Ackerböden in der Regel 0,4 – 2,5  $\mu\text{g g}^{-1}$  (Amelung et al. 2018). Über das sog. **Ribotyping** lässt sich genetische Diversität der Bodenorganismen über aus den Bodenextrakten isolierte DNA bestimmen (Ottow 2011). Die Leistung von Bodenorganismen kann anhand ihrer Atmungsraten verglichen werden. Die **substratinduzierte Respiration (SIR)** ermöglicht ebenfalls die Messung von  $C_{mic}$ , wobei sich Abweichungen zwischen den Ergebnissen der SIR-Methode sowie der Fumigation-Extraktionsmethode ergeben können, da erstere hauptsächlich die glucoseverwertende mikrobielle Biomasse quantifiziert (Ottow 2011).

### 3.3.3 Auswirkung von organischem Kohlenstoff auf die Bodenbiodiversität

Organische Bodensubstanz stellt in lebender oder toter Form die Nahrungsgrundlage für alle Bodentiere dar. Hierbei unterscheiden Amelung et al. (2018) zwischen Bodenmischern, die die physikalische Bodenstruktur ändern, Bodenzerkleinerern, die die Streu für Bodenmikroorganismen zugänglich machen und dem Mikro-Nahrungsnetz zwischen Mikroorganismen und ihren Räubern. Im Rahmen des Kohlenstoffkreislaufs sind

verschiedenste Bodenorganismen an der Zersetzung der organischen Bodensubstanz beteiligt (Barrios 2007). Die Anzahl und die Zusammensetzung der Arten werden durch die Qualität der eingebrachten Streu sowie durch chemisch-physikalische Bodenparameter wie Feuchtigkeit, pH-Wert und Temperatur beeinflusst. So zeigen sich jahreszeitliche Schwankungen, wobei sich die Populationsdichte an Bakterien und Pilzen im Durchschnitt nicht verändert (Ottow 2011). Um eine hohe biologische Aktivität aufrechtzuerhalten, ist die ständige Zufuhr von Pflanzenresten zum Ersatz der verbrauchten organischen Substanz erforderlich (Amelung et al. 2018). Kautz et al. (2006) stellten bei der Auswertung eines Dauerfeldversuchs zu den Auswirkungen verschiedener Düngevarianten auf Mikroarthropodengemeinschaften fest, dass der Einfluss der Düngezugaben den aller Bodenparameter übertraf. Ottow (2011, S. 6) stellt den generellen Zusammenhang wie folgt dar: *„Je höher, qualitativ besser (durch ein relativ enges C/N-Verhältnis und einen relativ hohen Nährstoffgehalt) und regelmäßiger die Zufuhr an organischer Substanz in den Boden ist, desto größer ist die Abundanz und die Diversität der Organismen und umso komplexer sind die Nahrungsketten und -netze.“*

**Komplexe Nahrungsnetze sowie eine hohe funktionelle Redundanz von Bodenorganismen in Böden sprechen für eine höhere Stabilität der vom Boden geleisteten Ökosystemleistungen und entsprechen außerdem der politischen Zielsetzung, die biologische Vielfalt zu erhalten.**

Die meisten Studien zu Bodenbiodiversität beschränken sich auf eine bestimmte Größenordnung oder Art von Bodenorganismen. Für den Vergleich der Zersetzungsgeschwindigkeit verschiedener Streuarten werden in sog. *Litter Bag Experiments* mit Streu gefüllte Nylonsäcke mit bestimmter Maschengröße vergraben und mit zeitlichen Abständen wieder ausgegraben (Dilly et al. 2004). Neben einigen Studien zu den Auswirkungen von landwirtschaftlicher Bodenbearbeitung auf die unterirdische Artenvielfalt (van Capelle et al. 2012; Roger-Estrade et al. 2010) gibt es auch einige Studien zu Grünlandversuchen (Lange et al. 2015; Wagner et al. 2014). Auch letztere lassen mitunter Rückschlüsse auf die Zusammenhänge zwischen Streuzufuhr und Bodenbiodiversität zu, wenngleich es sich hier oft um natürlich anfallende Streu aus abgestorbenen Pflanzen- und Wurzelteilen und nicht um gezielte Düngung handelt.

In ihrem Experiment zum Streuabbau an drei Orten in Nord-, Mittel- und Süddeutschland stellten Dilly et al. (2004) fest, dass sowohl die Zusammensetzung als auch der Bodentyp einen Einfluss auf die Biodiversität der Mikroorganismen hat. Allerdings weisen die durch Ribotyping erstellten Bandenprofile auf, über den Streuabbau steigende mikrobielle Diversität sowie auf eine höhere Diversität beim langsam zu zersetzenden Weizenstreu als beim leicht zu zersetzenden Roggenstreu hin.

Im Rahmen der Auswertung von langjährig erhobenen Daten des Jena Biodiversitätsexperiments testeten Lange et al. (2015) verschiedene Wirkungspfade zwischen Kohlenstoffspeicherung und mikrobieller Aktivität, Pflanzendiversität und Wurzelbiomasse bzw. Rhizosphären-C. Demnach beeinflusst die oberirdische Pflanzendiversität indirekt über Wurzelausscheidungen die Aufnahme von Kohlenstoff durch diversere Gemeinschaften von Mikroorganismen, wodurch die Abbaurate der Streu beschleunigt wird.

Dementsprechend handelt es sich bei den Bodengehalten an Humus bzw.  $C_{org}$  und den vorhandenen Bodenorganismen um einen beidseitigen Zusammenhang: die Bodenfauna ist offensichtlich an der Verarbeitung von Streu zu organischer Bodensubstanz beteiligt; gleichzeitig wird aber auch die lokale Biodiversität der Bodenfauna durch Menge und Qualität an vorhandener organischer Substanz bestimmt (Thiele-Bruhn et al. 2012). Dass dieser Kreis teilweise geschlossen ist, zeigten Miltner et al. (2011) in ihrem Experiment mit Rasterelektronenmikroskopie mit  $C^{13}$ -markierten Bakterien: sie konnten nachweisen, dass ca. 40 % der Biomasse toter Mikroorganismen und Pilze im Boden stabilisiert wird und eine bedeutende C-Quelle für organische Substanz darstellt.

### 3.4 Weitere Einflussfaktoren auf die Biodiversität der Bodenfauna

Das Auftreten bestimmter Bodenorganismen unterliegt räumlicher und zeitlicher Variabilität, die durch **Nahrungsangebot**, **Temperatur** und **Bodenfeuchte** bestimmt werden. Die Ausprägung des Tiefengradienten hängt von der Verteilung dieser Faktoren ab, wenngleich sich die Hauptaktivitätszone der Bodenorganismen im Wurzelraum befindet (Amelung et al. 2018). Diese natürlichen Standortfaktoren beeinflussen über die jeweiligen chemisch-physikalischen Bodenparameter die lokale Artenzusammensetzung sowie -abundanzen. Darüber hinaus wird die Biodiversität von Bodenorganismen durch Maßnahmen im Rahmen der landwirtschaftlichen Bodenbewirtschaftung meist direkt oder indirekt beeinflusst, da die lokalen Lebensbedingungen, z.B. über eine Änderung der Nährstoffverfügbarkeit oder Sauerstoffzufuhr, verändert werden.

Die Zugabe von **mineralischen oder organischen Düngern** stimuliert die Aktivität von Bodenorganismen, allerdings nicht alle Arten gleichermaßen. Es wurde gezeigt, dass durch Düngung zunächst r-Strategen gefördert werden, die mit raschem Wachstum auf eine plötzliche Nährstoffzufuhr reagieren können. Generell sorgt hohe mineralische Düngung für eine Reduzierung der Biodiversität von Bodenlebewesen (Amelung et al. 2018), während sich organische Dünger, insbesondere Pflanzenmulch, positiv auf Vielfalt, Individuendichte und Biomasse von Bodentieren auswirken (Bauchhenß 2005).

Der **pH-Wert** spielt ebenfalls eine entscheidende Rolle für das Wachstum oder den Rückgang mikrobieller Biomasse. Amelung et al. (2018) fassen zusammen, dass alkalische Boden-pH-Werte in Kombination mit Düngung einen Anstieg der Bodenorganismen hervorrufen, während in eher saurem Boden ( $< \text{pH } 5$ ) Düngung eher negative Effekte hat und zu einer höheren Dominanz von Bodenpilzen führt. Wenngleich der pH-Wert ein standortbezogener Faktor ist, so wird dieser durch mineralische Dünger oder auch die Qualität der organischen Dünger beeinflusst.

Laut Thiele-Bruhn et al. (2012) wird die Verbreitung von Bodenpilzen sowie Archaeen und gram-positiven Bakterien durch den Kontakt mit Antibiotika begünstigt. Diese gelangen über Mist als Dünger auf die Felder. Generell wirken sich **Agrochemikalien** teilweise stark auf Bodenorganismen aus. Pestizide können sich an das aktive Zentrum von Enzymen binden und so Bodenmikroorganismen schädigen, während sich Insektizide negativ auf Bodentiere auswirken (Amelung et al. 2018).

Durch Beeinflussung der **Fruchtfolge** wird die **oberirdische Biodiversität** beeinträchtigt, was sich auf unterschiedliche Weise auch auf die unterirdische Biodiversität auswirkt. In ihrer Feldstudie zu den Auswirkungen von Pflanzendiversität auf das Bodenleben im Rahmen des Jena Experiments stellten Eisenhauer et al. (2011) fest, dass sich hauptsächlich die Biodiversität der Pflanzen und nicht ihre Produktivität oder das Vorhandensein bestimmter, funktioneller Pflanzengruppen auf Bodenfauna und Mikroorganismen auswirkte. Als Verbindung zwischen ober- und unterirdische Diversität werden Änderungen in den Wurzelausscheidungen angenommen. Diese Hypothese konnten Steinauer et al. (2016) in einem Experiment mit Mikroorganismen und künstlich hergestellten Wurzelexsudaten bestätigen. Thiele-Bruhn et al. (2012) weisen darauf hin, dass Zusammensetzung und Diversität der Bodenfauna zwar vom oberirdischen Vegetationsbestand abhängen, aber gleichzeitig auch die Bodenlebewesen – insbesondere die Mikroorganismen – eine steuernde Funktion bezüglich der oberirdischen Biodiversität haben.

Durch die landwirtschaftliche **Bodenbearbeitung** werden die chemisch-physikalischen Eigenschaften des Bodens und somit der Lebensraum von Bodenorganismen verändert. Bodenmikroorganismen profitieren von der verbesserten Sauerstoffzufuhr, gleichmäßigen Verteilung von Nährstoffen sowie dem Zugang zu organischen Substraten. Durch die Zerstörung von Bodenaggregaten kommt es zum erhöhten Abbau organischer Substanz sowie zur Abnahme der Bodenstabilität. Die Bodenfauna wird einerseits indirekt über diese veränderten Parameter – u.a. auch die Zerstörung von Regenwurmröhren – sowie direkt über physische Verletzungen beeinflusst (Roger-Estrade et al. 2010). Insbesondere Pilze sowie Lebewesen der Makrofauna wie Regenwürmer sind von letzterem betroffen, wodurch ihre Funktionen für das Ökosystem entsprechend gestört werden. Dementsprechend führt der Global Soil Biodiversity Atlas (Orgiazzi et al. 2016) pfluglose Bodenbearbeitung mit Direktsaat als Maßnahme für den Erhalt der Bodenbiodiversität auf. Van Capelle et al. (2012) stellen in ihrer Auswertung der Auswirkungen verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren auf die Bodenbiodiversität fest, dass pfluglose Landwirtschaft nicht auf allen Böden für die lokale Bodenbiodiversität von Vorteil ist. Eine wichtige Rolle spielen außerdem die komplexen Nahrungsnetze, sodass negative Auswirkungen von Pflugverfahren mit der Abhängigkeit vieler Bodenorganismen von einer Nahrungsquelle steigen. Arten, die flexibler in ihrer Nahrungsbeschaffung sind, können sich so bei Änderung der Bodenbearbeitung auf eine andere Nahrungsquelle verlegen (van Capelle et al. 2012).

## 4 Auswirkungen der Entnahme von Stroh auf die Bodenökologie

Die ausgewertete Literatur sowie die zur Vertiefung befragten FachexpertInnen stellen einen **Zusammenhang zwischen Strohentnahme und Beeinträchtigung der Bodenökologie** her. Im Folgenden werden insbesondere die Aussagen der befragten FachexpertInnen zusammengefasst.

Demnach werden die Bodenlebewesen hauptsächlich in zweierlei Hinsicht durch eine mehr oder weniger umfassende Strohentnahme beeinflusst: einerseits durch die daraus folgende **Nahrungsverfügbarkeit** und andererseits durch die Auswirkungen auf das **Mikroklima**. Die Verfügbarkeit sowie Zersetzung von organischem Material im Boden ist die treibende Kraft des Nahrungsnetzes (Burmeister 07.01.2019). Auch wenn die funktionelle Gruppe der Zersetzer hauptsächlich aus Mikroorganismen besteht, wird über den Nährstoffeintrag durch den Abbau der organischen Substanz das gesamte Bodennahrungsnetz gesteuert, was sich auf Organismen aller trophischen Stufen auswirkt (van Capelle und Schrader 21.01.2019). Durch die Entnahme von Stroh kann es beispielsweise zu einer Reduzierung von Regenwürmern kommen, die an den Stroh abbauenden Pilzen weiden (Jørgensen 21.01.2019). Die Reduzierung der verfügbaren Nahrung wirkt sich sowohl auf die Intensität als auch auf die Komplexität der Nahrungsnetze aus, da bei einem allgemeinen Rückgang der Abundanz verschiedener Arten die Arten mit natürlich geringen Siedlungsdichten zuerst verschwinden, während es auf höheren trophischen Ebenen zu Ressourcenmangel kommt (Burmeister 07.01.2019). Im Boden von ackerbaulich genutzten Flächen wird die Artenzusammensetzung von häufigen, anpassungsfähigen Arten dominiert, die eine hohe Biomasse und eine hohe Populationsdichte aufweisen (Burmeister 07.01.2019; Scheu 04.12.2018). Diese häufigen Arten tragen mehr zur Funktionalität der Bodenprozesse bei als seltene Arten, wobei die Leistungen einzelner Arten auch nicht immer bekannt sind. Dementsprechend betont Scheu (04.12.2018) die Auswirkungen der Strohentnahme auf die Biomasse der vorkommenden Bodenorganismen – in erster Linie der Primär- und Sekundärzersetzer. In einem einjährigen Feldversuch der Arbeitsgruppe Tierökologie an der Uni Göttingen wurden die Auswirkungen der gezielten Ausbringung von landwirtschaftlichen Reststoffen auf die Arthropodendiversität und -abundanz untersucht (Scheunemann et al. 2015b). Auch wenn die mikrobielle Biomasse sowie die Dichte an Amöben und Nematoden (Fadenwürmer) signifikant anstieg, zeigten die untersuchten Springschwänze sowie Raub- und Hornmilben hinsichtlich ihrer Diversität keine und hinsichtlich ihrer Abundanz geringe Veränderungen durch die Streuzufuhr. Im zehnjährigen Gärrestversuch in Bayern wurden ebenfalls die Auswirkungen von Strohentnahme bzw. Strohverbleib bei gleicher Düngung auf das Bodenleben untersucht. Auch hier wurden keine signifikanten Unterschiede bei Mesofauna, Mikrobiologie oder Regenwürmern festgestellt, wenngleich der Strohverbleib sowohl bei mineralischer Düngung als auch bei Gärrestdüngung zu einer nicht signifikanten Erhöhung der Siedlungsdichte, Biomasse sowie Diversität (Shannon-Index) führte (Burmeister 07.01.2019). Auch Joschko et al. (2015) fanden bei mikrobiologischen und bodenzoologischen Untersuchungen im Langzeitfeldversuch V140/00 in Müncheberg keine signifikanten Unterschiede in Abundanz, Biomasse oder Zusammensetzung der Organismengemeinschaften durch Stroh- oder Stallmistzugaben. Die Modellierung der C-Pools ergab annähernd gleiche Mengen an leicht abbaubarem Kohlenstoff in beiden Düngevarianten. Daraus wurde geschlussfolgert, dass die Ausbringung von Stroh zu einer wie

schon bei Sauerlandt und Tietjen (1970) definierten *Flächenkompostierung* führt und das Bodenleben hauptsächlich durch den Anteil an leicht abbaubarem Kohlenstoff stimuliert wird (Joschko et al. 2015).

Entscheidend für die Auswirkung der Strohzugabe bzw. des Strohverbleibs auf dem Acker ist die Art der Strohbewirtschaftung. Als Mulchschicht auf der Oberfläche schützt Stroh den Boden vor Temperaturschwankungen und Austrocknung und wirkt sich so positiv auf das **Mikroklima** aus (van Capelle und Schrader 21.01.2019). Darüber hinaus kann die Streuauflage vor Prädatoren schützen, was besonders für größere Vertreter der Megafauna wie Laufkäfer oder den nach FFH-Richtlinie geschützten Feldhamster von Bedeutung ist (Burmeister 14.01.2019; Volz 25.01.2019). Wenn das Stroh in den Boden eingearbeitet wird, fördert dies die mikrostandörtliche Heterogenität. Je nach Strohbewirtschaftung werden unterschiedliche Arten begünstigt, die sich durch Einnischung auf bestimmte Bodenhorizonte spezialisiert haben. Der Gärrestversuch in Bayern hat gezeigt, dass vom eingepflügten Stroh hauptsächlich die Mineralbodenformen der Regenwürmer profitieren, während die tiefgrabenden und streubewohnenden Arten nur durch organisches Material an der Bodenoberfläche gefördert werden. Die Zufuhr von organischen Reststoffen wirkt sich zudem auf den **Humusgehalt** aus, welcher beispielsweise über seine gute Wasserspeicherefähigkeit wiederum das Mikroklima positiv beeinflusst (Burmeister 07.01.2019). Verschiedene Versuche zur Humusreproduktionsleistung von Stroh ergaben allerdings, dass Stroh als organische Primärschicht einen größeren Anteil an leicht abbaubarem C enthält und somit weniger für die Humusreproduktion geeignet ist als Stallmist oder Kompost (Joschko et al. (2015); Joschko et al. (2010)).

Der **Nachweis von Wirkungszusammenhängen** zwischen Strohverfügbarkeit und Bodenleben lässt sich am ehesten durch Feldversuche erbringen. Die Messung bodenzoologischer und mikrobiologischer Parameter sowie chemisch-physikalischer und klimatischer Größen im vergleichenden Versuchsdesign mit Strohzugabe bzw. -entnahme ermöglicht Aussagen, die sich ggf. auf die Praxis übertragen lassen. Da die Artenzusammensetzung stark durch den Standort und saisonale Faktoren geprägt wird und sich verschiedene Arten gegenseitig beeinflussen, sind Untersuchungen zum Effekt der Strohentnahme sehr umfangreich (Burmeister 07.01.2019).

In vielen Studien wird als **direkter Nachweis** der Auswirkungen die Abundanz bestimmter Arten wie z.B. Regenwürmer, Springschwänze (Collembolen), Milben (Acari), Fadenwürmer (Nematoden) oder Enchyträen erhoben, die als Zersetzer organischer Substanz im Boden tätig sind. Da evolutionsbiologisch bedingt die Arten, die direkt von totem Material leben nicht sehr vielfältig sind, ist hierbei die Populationsgröße wichtiger als die Artenvielfalt (Scheu 04.12.2018). Die Bestimmung der Mikroorganismen erfolgt meist nur indirekt über die Messung des mikrobiellen Biomasse-Kohlenstoffs ( $C_{mic}$ ), der Basalatemung als Maß für die Aktivität der Mikroorganismen, des mikrobiellen Biomasse-Stickstoffs ( $N_{mic}$ ) sowie der Enzymaktivität (z.B. Dehydrogenase) (Joschko et al. (2015)). Auch wenn sich Pilze über den Gehalt an Ergosterol im Boden messen lassen, ist die Bestimmung des Anteils Stroh abbauender Pilze noch schwierig (Jörgensen 21.01.2019).

Da sich Forschende meist auf bestimmte Organismengruppen spezialisiert haben, erfordert eine umfassende Bestimmung der Bodenbiodiversität unter Einbeziehung der Vielfalt

zwischen und innerhalb der Arten ein größeres Forschungskonsortium (z.B. Joschko et al. (2015); Engels et al. (2010)). Für die Feststellung von Veränderungen innerhalb von Bodenorganismengemeinschaften bieten sich dann Biodiversitätsindizes wie der Evenness-Index, der Jaccard's-Index, der Maturity Index oder der Shannon-Index an (van Capelle und Schrader 21.01.2019). Mit geringerem Aufwand lassen sich bestimmte **Schlüsselorganismen** bzw. -organismengruppen untersuchen, die an der Bereitstellung von Ökosystemleistungen beteiligt sind und möglichst viele funktionelle Gruppen umfassen (van Capelle und Schrader 21.01.2019; Burmeister 07.01.2019). Häufig werden hierfür Regenwürmer (Burmeister 07.01.2019), Nematoden (Pausch et al. 2016; Scheunemann et al. 2016) oder generell Arthropoden (Pausch et al. (2016); Scheunemann et al. (2016); Scheunemann et al. (2015b)) untersucht, wobei die Differenzierung der Nematoden nach Ernährungsmuster auch Rückschlüsse auf die Abundanz der jeweiligen Organismen ermöglichen, die als Nahrungsgrundlage dienen. Als **indirekte Indikatoren** bietet sich die Messung von chemisch-physikalischen Bodenparametern, wie z.B. Bodenluft, -wasser sowie die Verfügbarkeit von organischer Substanz, an, die das Bodenleben im Wesentlichen bestimmen (Reinhold 17.01.2019). Bezüglich der Aussagekraft des organischen Kohlenstoffs ( $C_{org}$ ) bzw. des Humusgehalts für den Zustand des Bodenlebens gehen die Meinungen auseinander. Burmeister (07.01.2019) führt die Bedeutung des Bodenhumus als Lebensraum für Bodenorganismen auf und auch Joschko (07.01.2019) sieht den  $C_{org}$ -Gehalt als möglichen Indikator für Abundanz und somit Biodiversität auf regionaler Ebene. Ruppel (21.01.2019) merkt an, dass der organische Kohlenstoff unter Berücksichtigung von Bodenart, Klima und Bodennutzung ein „wahrscheinlich ausreichender Faktor“ für die Bodenbiodiversität ist, während van Capelle und Schrader (21.01.2019) den  $C_{org}$ -Gehalt als nicht ausreichenden Indikator ansehen. Reinhold (17.01.2019) sowie die Ergebnisse der Studie von Joschko et al. (2015) sprechen allerdings dafür, dass für die Förderung des Bodenlebens und für die Humusreproduktion gegenläufige Prozesse – abhängig von unterschiedlich leicht abbaubaren Kohlenstofffraktionen – zuständig sind. Dementsprechend wäre das als Humus festgelegte C ein eher ungeeigneter Indikator für Bodenbiodiversität. Joschko (07.01.2019) schlägt den Anteil des leicht abbaubaren C im Boden als Indikator vor, für dessen Bestimmung eine C-Modellierung z.B. mit dem CCB-Modell (Franko et al. 2011) notwendig ist.

Neben dem Faktor Strohentnahme wird die Biodiversität der Bodenorganismen noch von einer Reihe anderer **Wirkungsfaktoren** beeinflusst. Das Auftreten verschiedener Organismenarten hängt zunächst von lokalen Umweltbedingungen ab. Zu diesen **Standortfaktoren** zählen klimatische, hydrologische und pedologische Faktoren, die sich auf die Abundanz und die Populationsdichte der Arten auswirken (Burmeister 07.01.2019). Für die mikrobielle Gemeinschaft ist der pH-Wert von besonderer Bedeutung; durch die Auswaschung der Kationen durch Niederschlag benötigen Böden in Deutschland oft eine Ausgleichskalkung (Jörgensen 21.01.2019; Heinze et al. (2010)). Die **Bewirtschaftung** der Böden als Acker, Grünland oder Wald hat großen Einfluss auf die „Ausgangsbiodiversität“ sowie die Resilienz der Böden (van Capelle und Schrader 21.01.2019). In der landwirtschaftlichen Bodennutzung werden die Bodenorganismen durch mechanische Einflüsse (z.B. Bodenverdichtung, Pflügen), chemische Einflüsse (z.B. Pflanzenschutzmittel, Düngung) und die Fruchtfolge beeinflusst (van Capelle und Schrader 21.01.2019; Burmeister 07.01.2019). An der Bodenoberfläche lebende Arten wie der Feldhamster oder Laufkäfer werden weniger durch auf der Oberfläche verbleibendes, gehäckseltes Stroh, sondern eher durch die Höhe der

Stoppeln sowie die Dauer der Stoppelbrache bis zum Umbruch beeinflusst (Volz 25.01.2019). Insbesondere der Einfluss der **Bodenbearbeitung** auf die Bodenfauna wird hervorgehoben und generell als relevanter als der Einfluss der Strohentnahme eingestuft (Burmeister 07.01.2019; Joschko 07.01.2019; Jörgensen 21.01.2019). Allerdings muss hierbei nach Bodenart sowie nach Bodenorganismenart unterschieden werden: auf Sandböden sowie für Regenwürmer hat eine hohe Bearbeitungsintensität negative Auswirkungen, während Vertreter der Mesofauna teilweise positiv auf durch Pflugverfahren gelockerten Boden reagieren (Joschko 07.01.2019; Burmeister 07.01.2019; van Capelle et al. 2012). Insbesondere für die Mikroorganismen spielen neben dem eingebrachten Kohlenstoff, auch Nährstoffe wie Stickstoff und Schwefel eine wichtige Rolle (Jörgensen 21.01.2019). Zu hohe Mengen an Stickstoff können sich negativ auf Bodenleben, Pflanzenbau und Wasserqualität auswirken. **Stickstoffzufuhr** durch Gründüngung (z.B. durch Leguminosen oder Zwischenfrüchte) oder auch durch mineralischen Dünger erhöht aber durch das gesteigerte Pflanzen- und somit auch Wurzelwachstum die Nahrungsverfügbarkeit der Bodenorganismen, was sich generell positiv auf die Diversität und Abundanz der Arten auswirkt (Burmeister 07.01.2019; Reinhold 17.01.2019; Joschko et al. (2015)). Die Wurzelmasse ist auch ein entscheidender Faktor bei der **Fruchtfolge**, die ebenfalls eine große Bedeutung für die lokale Bodenbiodiversität hat (Scheu 04.12.2018; Joschko 07.01.2019; Reinhold 17.01.2019). Wurzelexsudate und abgestorbene Wurzeln stellen einen mindestens so wichtigen Anteil an organischer Substanz wie oberirdische Streu und haben dadurch großen Einfluss auf die Populationsgröße der Arten der Bodenfauna (Scheu 04.12.2018). Dies wurde auch bei Feldversuchen in Weizen- und Maisfeldern anhand von Arthropodendiversität und -abundanz festgestellt (Scheunemann et al. (2015b); Scheunemann et al. (2015a)). Dementsprechend hat Getreide als Anbaufrucht durch das ausgeprägtere Wurzelsystem einen positiveren Einfluss auf die Bodenökologie als ein Maisfeld – unabhängig davon, ob das Stroh abgefahren oder auf dem Feld belassen wird (Scheu 04.12.2018).

Auf Basis der bisherigen Erkenntnisse ist davon auszugehen, dass sich der Verbleib von Getreidestroh positiv bzw. stabilisierend auf die Biodiversität der Bodenlebewesen auswirkt. Auch wenn einige **Ansätze zur Förderung des Bodenlebens** bzw. Steigerung der Bodenbiodiversität existieren, ist unklar, ob diese geeignet sind, den Effekt von Getreidestroh vollständig zu kompensieren. Wie oben aufgeführt, können Bodenbearbeitung und Fruchtfolge durchaus auf eine Förderung der Bodenfauna ausgerichtet werden. Es wird davon ausgegangen, dass sich Bodenruhe grundsätzlich positiv auf die Bodenbiodiversität auswirkt, was über längere Brachzeiten umgesetzt werden kann (Burmeister 07.01.2019). Dem steht die Bedeutung unterirdischer organischer Substanz, die nicht nachgeliefert wird, wenn das Feld zu lange brach liegt, entgegen (Scheu 04.12.2018). Als Lösungsansatz bieten sich Zwischenfruchtanbau sowie der gezielte Anbau humusmehrender oder mehrjähriger Kulturpflanzen an (Burmeister 07.01.2019; Scheu 04.12.2018; Jörgensen 21.01.2019; van Capelle und Schrader 21.01.2019). Das Stehenlassen von Stoppeln von 20-25 cm Höhe bietet auf der Bodenoberfläche lebenden Arten wie Feldhamstern und Laufkäfern Schutz vor Räubern und übertrifft die Bedeutung des Strohverbleibs. In Kombination mit Blühstreifen kann sich diese Praxis positiv auf die Populationen auswirken (Volz 25.01.2019; Burmeister 07.01.2019; Wagner et al. (2014)).

Aus Sicht der Bodenorganismen ist die Verfügbarkeit an leicht abbaubarem Kohlenstoff sowie Nährstoffen am wichtigsten, sodass das entnommene Getreidestroh ggf. auch durch andere organische Dünger ersetzt werden kann. Hierfür eignen sich Kompost, Stallmist oder ggf. Rückstände aus Biogasanlagen (Jörgensen 21.01.2019; Reinhold 17.01.2019; Scheu 04.12.2018; Burmeister 07.01.2019).

Eine umfassende Entnahme des Getreidestrohs hat neben den Auswirkungen auf das Bodenleben auch Einfluss auf **weitere naturschutzfachliche Aspekte**. Durch die Abfuhr des Strohs wird dem Stoffkreislauf sowohl Kohlenstoff als Ausgangsmaterial für organische Bodensubstanz als auch Nährstoffe entzogen. Auf Grund des weiten C/N-Verhältnisses von Stroh, kann Stroh zu einer **Fixierung von Stickstoff** im Boden führen, was aber über den Winter die Auswaschung von N-Überschüssen verhindern und somit einen Beitrag zum Gewässerschutz leisten kann (Reinhold 17.01.2019). Falls es zu einer Verringerung des Humusgehalts kommt, beeinflusst dies das **Mikroklima** sowie die **Bodenstruktur** (Scheu 04.12.2018; Burmeister 07.01.2019; van Capelle und Schrader 21.01.2019). Als Mulchdecke auf der Bodenoberfläche kann Stroh als **Erosionsschutz** dienen und zusätzlich eine keimhemmende Wirkung haben, sodass die Verbreitung von Unkraut reduziert wird (Jörgensen 21.01.2019; van Capelle und Schrader 21.01.2019).

Abschließend kann festgehalten werden, dass die **Auswirkungen der Strohentnahme** für eine energetische Nutzung von den befragten FachexpertInnen unterschiedlich eingeschätzt werden. Van Capelle und Schrader (21.01.2019) sehen die Komplexität der Zusammenhänge und Interaktionen der Arten als Herausforderung bei der Kompensation des entnommenen Strohs. Unter Verweis auf den Prozessschutz plädiert Burmeister (14.01.2019; Engels et al. 2010) dafür, den natürlichen Zersetzungsprozess mit seinen positiven Auswirkungen auf Ökosystem und Diversität nicht zu stören. Die beiden Experten aus dem Bereich Tierökologie bzw. Mikrobodenbiologie – Jörgensen (21.01.2019) und Scheu (04.12.2018) – betonen beide, dass die Strohentnahme angesichts zurückbleibender Stoppeln und Wurzeln nicht problematisch ist. Dies geht darauf zurück, dass Jörgensen (21.01.2019) die Rückführung der Nährstoffe am wichtigsten findet, was auch über Alternativen wie Kompost, Zwischenfrüchte oder ggf. Asche geschehen kann, während Scheu (04.12.2018) die Wahl der Kulturpflanze und die damit einhergehenden Einträge im Wurzelbereich als entscheidender als die Art der Strohbewirtschaftung einschätzt. Auch Reinhold (17.01.2019) geht davon aus, dass Stroh aus Sicht der Bodenorganismen durch andere Materialien ersetzt werden könnte. Einigkeit besteht darin, dass andere Wirkungsfaktoren die Bedeutung des Strohverbleibs bzw. der Strohentnahme übersteigen.

## 5 Wissenslücken und Forschungsbedarf

Wie sich in Kapitel 3 und 4 gezeigt hat, wirkt sich die gesamte Bodenbewirtschaftung sowie die Standortbedingungen auf die Biodiversität der Bodenfauna aus, wobei die Strohentnahme nur einer von mehreren Faktoren ist. Auf Grund der komplexen Wechselwirkungen lässt sich der Einfluss der Strohentnahme auf die Bodenorganismen nur schwer separat betrachten und kaum einheitlich für alle Bodenlebewesen bewerten. Zudem kann es zu Interessenskonflikten kommen, da eine Änderung der Substratzugabe unterschiedliche Auswirkungen auf Bodenleben, Pflanzenproduktion und lokale Humusgehalte hat.

Die bisherigen Recherchen haben folgende **Wissenslücken und Unsicherheiten** bezüglich der ökologischen Auswirkungen der Strohentnahme deutlich gemacht:

- **Messung der Biodiversität:** Auf Grund verschiedener Verwendung des Begriffs – bezogen auf Artenzahlen, funktionale Diversität, Ökosystemleistungen oder Artengemeinschaften – kann es zu Missverständnissen kommen. Entscheidend für die hier verwendete Definition ist die Zielsetzung aus Naturschutzsicht: entweder geht es um den Schutz aller Arten sowie der auftretenden Populationsdichten oder um eine konkrete Förderung des Bodenlebens inklusive einer Steigerung von Abundanz sowie Artenzahl.
- **Betroffenheit verschiedener Arten:** Es ist davon auszugehen, dass sich die Strohentnahme unterschiedlich stark auf Arten im Boden auswirkt und auch indirekte Folgen auf den höheren trophischen Ebenen über den Wegfall von Beute auftreten. Durch die vielfältigen Wechselwirkungen ist es schwer, die Auswirkungen der Strohentnahme auf die Bodenorganismen vorherzusagen oder allgemeingültige Aussagen zu treffen.
- **Bedeutung der Biodiversität:** Insbesondere im Zusammenhang mit dem Selbstregulierungspotential und der Resilienz der Böden besteht die Gefahr, dass sich ein Rückgang der Bodenbiodiversität negativ auf das weitere Ökosystem auswirkt. Da aber die komplexen Interaktionen der funktionellen Gruppen noch zu wenig erforscht sind, lässt sich die Bedeutung der Bodenlebewesen für die Bodenökosystemleistungen nur schwer bewerten.
- **Humusproduktion:** Der Zusammenhang zwischen Strohentnahme, Humusbildung und Biodiversität der Bodenlebewesen ist nach wie vor umstritten. Unter ExpertInnen herrscht noch Uneinigkeit darin, inwieweit die kombinierte Zugabe von Stroh und Stickstoff eine mit Rottemist vergleichbare „Flächenkompostierung“ ermöglicht, die langfristig den Humusgehalt erhöht. Auch wenn davon ausgegangen wird, dass die Zugabe von organischer Substanz eine Rolle bei der Humusbildung im Boden spielt, so scheint die Qualität des Substrats entscheidend zu sein. Die Bodenorganismen profitieren eher von leicht abbaubarem Kohlenstoff, während für die Humusproduktion die Substratanteile an schwer abbaubarem Kohlenstoff relevant sind. Daraus wurde geschlossen, dass für eine Förderung von Bodenleben und Humusaufbau genau gegenläufige Ansprüche an das zugeführte Substrat gestellt werden (Joschko et al. 2015). Darüber hinaus ist aber davon auszugehen, dass der

Humusgehalt über seine Eigenschaften für das Mikroklima sowie als Lebensraum auch Auswirkungen auf die Bodenorganismen hat.

- **Einflussfaktoren auf Biodiversität:** Die Artenvielfalt wird erwiesenermaßen durch verschiedene Faktoren beeinflusst, wobei die Substratzugabe, z.B. Stroh, nur ein Aspekt ist. Unsicherheit besteht noch bezüglich der Bedeutsamkeit der Einflüsse; so wird die Bodenbearbeitung als entscheidender als die Strohzugabe eingestuft, während die Kohlenstoffzufuhr über die Wurzeln mindestens ebenso wichtig wie die oberirdische Strohzugabe ist. Auf Grund der kombinierten Wirkung von Standorteigenschaften und Bewirtschaftungsentscheidungen auf die Bodenbiodiversität ist es schwierig, allgemeine Aussagen zu den Folgen einer Strohentnahme auf die Artenvielfalt zu treffen.
- **Interessenskonflikt Biodiversität-Pflanzenbau:** Im Kontext der landwirtschaftlichen Bodennutzung muss überlegt werden, inwieweit Biodiversität im Boden vereinbar oder förderlich für den Pflanzenbau ist und wie eine Vermehrung pflanzenschädlicher Arten oder Populationsdichten verhindert werden kann. So droht bei Mulchdecken zur Beikrautunterdrückung bei nicht wendender Bodenbearbeitung die Entwicklung von Schadpilzen. Es wird davon ausgegangen, dass sich Stickstoffüberschüsse negativ auf die Bodenbiodiversität auswirken. Allerdings sind noch keine Schwellenwerte bekannt und auch die unterschiedlichen Dynamiken von mineralischer und organischer Stickstoffdüngung sind in ihren Folgen für das Bodenleben noch unzureichend erforscht.

Aus den oben identifizierten Unsicherheiten bezüglich der Bewertung der Auswirkungen von Strohentnahme auf die Bodenbiodiversität ergibt sich weiterer **Forschungsbedarf:**

Sowohl die **Messung der Arten im Boden** als auch die Feststellung der **artenspezifischen Betroffenheit** durch die Strohentnahme ist auf Grund der bisher existierenden Bestimmungsmethoden sehr schwierig und aufwendig. Von daher bedürfen die Methoden einer Weiterentwicklung – insbesondere bezogen auf Bodenmikroben, Einzeller und kleinere Tiere. Verfahren zur Quantifizierung des Anteils strohabbauender Pilze würden Aussagen zu den Auswirkungen der Strohentnahme auf Pilze überhaupt erst ermöglichen (Jørgensen 21.01.2019). Die Bestimmung der funktionalen Diversität setzt umfassende Kenntnisse der Ökosystemleistungen der Arten voraus, die oftmals noch nicht genügend erforscht sind.

Forschungserkenntnisse bezüglich der funktionalen Diversität sowie der durch Bodenorganismen geleisteten **Ökosystemleistungen** sind auch die Voraussetzung für Prognosen zu den Auswirkungen eines Rückgangs der Bodenbiodiversität auf die Selbstregulation der Böden (van Capelle und Schrader 21.01.2019).

Die Wechselwirkungen zwischen **Humusgehalt**, Bodenleben und Substratzugabe sind noch nicht umfassend bekannt. Eine qualitativ und quantitativ auf eine Förderung von Bodenleben und Humusgehalt ausgerichtete Substratzugabe ist noch wenig erforscht. Es ist außerdem zu klären, welche Zufuhr leicht und schwer abbaubarer Substanz für das Bodenleben förderlich ist. Die bisherigen Ergebnisse über den Zusammenhang von leicht abbaubarem Kohlenstoff

und Bodenbiodiversität müssen in weiteren Experimenten bestätigt werden. Für weitere Prognosen wäre die Integration von der Komponente „Biodiversität“ in Form von Tier- oder Organismengruppen in existierende Kohlenstoffmodelle sinnvoll (Joschko 07.01.2019).

Die verschiedenen **positiven und negativen Einflussfaktoren** auf die Bodenbiodiversität müssen besser erforscht und verstanden werden. Nur wenn der Einfluss von Standortbedingungen, Bodenbewirtschaftungsformen und unterschiedlichen Substratzugaben eingeschätzt werden kann, lässt sich eine Entnahme von Stroh für die energetische Nutzung abschließend im Hinblick auf das Bodenleben bewerten. Feldversuche zu einer auf Bodenorganismen angepassten Bewirtschaftung – inklusive Zwischenfruchtanbau, unterschiedlicher Bodenruhezeiten und Stoppelhöhen – könnten Konzepte für eine naturverträglicher Strohentnahme untermauern.

Für eine umfassende energetische Nutzung von Getreidestroh bei gleichzeitiger nachhaltiger Bodennutzung ist die **Schließung der Stoffkreisläufe** notwendig. Die für eine Förderung des Bodenlebens geeignet erscheinenden Materialien – Kompost, Gärreste, Asche – müssen in ihren Wirkungen vertiefend erforscht werden. Im Kontext der Biokraftstoffherstellung sollten anfallende Reststoffe auf ihre Eignung als organischer Dünger untersucht und ggf. zurückgeführt werden.

## 6 Fazit

Die Entnahme von Getreidestroh zur energetischen Nutzung stellt einen Eingriff in die Stoffkreisläufe dar und somit ist davon auszugehen, dass auch das Bodenleben von den ökologischen Auswirkungen betroffen ist. Wie schwerwiegend die daraus folgende Beeinträchtigung ist, lässt sich nur im Kontext von Standortbedingungen und Bewirtschaftungsform bewerten.

Wie bereits festgestellt wurde, lassen sich nur schwer Aussagen bezogen auf die Bodenbiodiversität, d.h. auf die gesamte Vielfalt und Vielzahl der Arten im Boden, treffen. Sowohl die Literaturobwertung als auch die ExpertInnenbefragung hat jedoch ergeben, dass sich eine Strohentnahme ohne Ausgleich durch anderen organischen Dünger negativ auf das Bodenleben auswirkt. Für ein Monitoring der **direkten Zusammenhänge** eignet sich die Erfassung einiger Schlüsselorganismen, wie z.B. Regenwürmer, Nematoden oder generell Arthropoden, die als Indikatoren für Veränderungen im Nahrungsangebot und generell der Bodenlebensbedingungen dienen können. Für einen **indirekten Nachweis** der Auswirkungen der Strohentnahme im Boden können auch eben jene Parameter gemessen werden, die die Lebensbedingungen im Boden bestimmen: Bodenluft, Bodenwasser und pH-Wert. Da die Erhebung der Biomasse bestimmter Bodenorganismen sowie die Messung physikalisch-chemischer Bodenparameter sehr aufwendig ist, stellt die Modellierung der Stoffkreisläufe – insbesondere des leicht abbaubaren Kohlenstoffs – eine weitere Option dar.

Es ist davon auszugehen, dass die **Standortbedingungen**, wie z.B. die Bodenart, und die **Bodenbewirtschaftung** die auf einem bestimmten Acker maximal auftretende Biodiversität limitieren. Generell ist die Biodiversität in Ackerböden gegenüber Grünland oder Wald stark vermindert. Dennoch besitzen Ackerböden unterschiedliche **Pufferkapazitäten**, um einen Eingriff wie die Strohentnahme abzumildern. In diesem Zusammenhang ist die lokale Humusbilanz eine relevante Messgröße für die Bodengesundheit, wenngleich sich keine direkte Korrelation mit der Bodenbiodiversität herstellen lässt.

Wie die ExpertInnenbefragung bestätigt hat, haben **Bewirtschaftungsverfahren** ggf. einen stärkeren Einfluss auf Bodenleben als Strohentnahme. Dadurch wäre eine Anpassung der Bewirtschaftungsform ggf. geeignet, eine Strohentnahme zu kompensieren. Neben der Bereitstellung alternativer Substrate als Kohlenstoffquelle können die Bodenorganismen über Maßnahmen wie beispielsweise abwechslungsreiche Fruchtfolgen, schonende Bodenbearbeitung, längere Stoppelhöhe oder Blühstreifen gefördert werden. Da auch eine Änderung der Bewirtschaftungsverfahren einen Eingriff in die komplexen Wirkungskreisläufe auf dem Acker darstellt, sind Zielsetzung sowie etwaige Auswirkungen auf verschiedene Organismengruppen sowie weitere Naturschutzbelange zuvor zu berücksichtigen.

Der ausgewiesene **Forschungsbedarf** hinsichtlich der Bestimmungsmethoden und die **Komplexität des bodenbiologischen Wirkungsgefüges** bezogen sowohl auf die artenspezifische Betroffenheit durch die Strohentnahme sowie weiterer Einflussfaktoren auf die Vielfalt der Bodenorganismen erschweren allgemeine Aussagen zu den bodenökologischen Auswirkungen einer Strohentnahme. Auf Basis der Literaturrecherche sowie der Aussagen der befragten FachexpertInnen lassen sich nach aktuellem Wissensstand folgende Thesen aufstellen:

## Einfluss der Strohentnahme auf die Bodenökologie landwirtschaftlicher Flächen

---

- Eine Strohentnahme wirkt sich über die Reduzierung des Nahrungsangebots über mehrere trophischen Ebenen negativ auf die Populationsdichte der Bodenorganismen aus.
- Als Folge wird eher die Biomasse der Bodenorganismen als die Biodiversität reduziert.
- Es ist davon auszugehen, dass die Biodiversität an vorkommenden Bodenlebewesen in landwirtschaftlich genutzten Böden unabhängig von der Strohbewirtschaftung geringer ausfällt als in Grünland oder Wald.
- Für die Bodenorganismen ist im Stroh der leicht abbaubare Anteil an Kohlenstoff als Nahrungsquelle entscheidender als der schwer abbaubare Anteil.
- Der als Humus stabilisierte Kohlenstoff im Boden ( $C_{org}$ ) ist nicht als Nahrung für Bodenorganismen verfügbar und von daher kein geeigneter Indikator für Bodenbiodiversität.
- Abhängig von Boden- und Organismenart wirkt sich die Bodenbearbeitung negativer auf die Diversität der Bodenlebewesen aus als die Strohbewirtschaftung.
- Abgesehen von Menge der Strohzufuhr wirkt sich die Art der Strohbewirtschaftung, d.h. Stroh als Mulchauflage oder oberflächlich eingearbeitet, unterschiedlich auf verschiedene Organismenarten aus.



## 7 Literaturverzeichnis

- Albert, Erhard; Grunert, Michael (2013): Wirkung einer langjährig differenzierten mineralisch-organischen Düngung auf Ertrag, Humusgehalt, N-Bilanz und Nährstoffgehalte des Bodens. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 59 (8), S. 1073–1098.
- Amelung, Wulf; Blume, Hans-Peter; Fleige, Heiner; Horn, Rainer; Kandeler, Ellen (2018): Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde. Hg. v. no editor: Springer-Verlag GmbH.
- Barrios, Edmundo (2007): Soil biota, ecosystem services and land productivity. In: *Ecological Economics* 64 (2), S. 269–285.
- Bauchhenß, Johannes (2005): Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit - Bestandsaufnahme zum Wissensstand in Deutschland. In: Institut für Landwirtschaft und Umwelt (ilu) (Hg.): Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit. Stand des Wissens und zukünftige Herausforderungen. Tagungsband zur Fachveranstaltung von ilu und GKB am 22. September 2005 in Bonn. Unter Mitarbeit von Werner Buchner, Olaf Christen, Johannes Bauchhenß, Jürgen Fröhling, Rainer Georg Jörgensen, Monika Joschko et al. Fördergemeinschaft Nachhaltige Landwirtschaft e.V. (FNL) (10), S. 15–29.
- Baumecker, Michael; Ellmer, Frank; Chmielewski, Frank-Michael (2002): Long-term Development of Organic Matter of Sandy Soils Under Influence of Fertilization and Climate. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 48 (5), S. 533–542.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2019): Gärrestversuch Bayern - Prüfung der langfristigen Nachhaltigkeit der Nutzungspfade Biogas und BtL. Online verfügbar unter <https://www.lfl.bayern.de/iab/boden/153157/index.php>, zuletzt geprüft am 16.01.2019.
- Blume, H. -P; Stahr, K.; Leinweber, P. (2011): Bodenkundliches Praktikum. Hg. v. no editor: Spektrum Akademischer Verlag.
- BMUB (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. Hg. v. Bundesamt für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB).
- Burmeister, Johannes (07.01.2019): Schriftliche Korrespondenz zu Auswirkungen der Strohentnahme auf die Bodenbiodiversität.
- Burmeister, Johannes (14.01.2019): Schriftliche Korrespondenz zu Auswirkungen der Strohentnahme auf Laufkäfer.
- Diez, Theodor; Beck, Theodor; Brandhuber, Robert; Capriel, Peter; Krauss, Michael (1997): Veränderungen der bodenparameter im internationalen organischen stickstoff-dauerdüngungsversuch (IOSDV) puch nach 12 Versuchsjahren. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 41 (2), S. 113–121.
- Dilly, Oliver; Bloem, Jaap; an Vos; Munch, Jean Charles (2004): Bacterial Diversity in Agricultural Soils during Litter Decomposition. In: *Applied and Environmental Microbiology*, S. 468–474.

Eisenhauer, Nico; Milcu, Alexandru; Sabais, Alexander C. W.; Bessler, Holger; Brenner, Johanna; Engels, Christof et al. (2011): Plant Diversity Surpasses Plant Functional Groups and Plant Productivity as Driver of Soil Biota in the Long Term. In: *PLoS ONE* 6 (1), e16055.

Engels, C.; Reinhold, J.; Ebertseder, T.; Heyn, J. (2010): Schlussbericht zum F&E-Vorhaben "Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden - Einflussfaktoren und deren Auswirkungen. Unter Mitarbeit von Dietmar Barkusky, E. Baumann, Michael Baumecker, R. Beck, T. Breitschuh, U. Franko et al. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e.V. (VDLUFA).

Franko, U.; Thiel, E.; Kolbe, H. (2011): Modellierung der Kohlenstoffdynamik mit dem Modell CCB. In: G. Leithold, K. Becker, C. Brock, S. Fischinger, A.-K. Spiegel, K. Spory et al. (Hg.): Es geht ums Ganze: Forschen im Dialog von Wissenschaft und Praxis. Tagungsband der 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau (1).

Heinze, Stefanie; Raupp, Joachim; Joergensen, Rainer Georg (2010): Effects of fertilizer and spatial heterogeneity in soil pH on microbial biomass indices in a long-term field trial of organic agriculture. In: *Plant Soil* 328 (1-2), S. 203–215.

Herbst, Friedhelm; Schmidt, Lothar; Merbach, Wolfgang (2016): Wirkung der Mineraldüngung auf die c- und N-Gehalte im Boden der Hallenser Dauerdüngungsversuche. In: *Journal für Kulturpflanzen* 68 (11), S. 328–337.

Jörgensen, Rainer Georg (21.01.2019): Telefoninterview zu Auswirkungen der Strohentnahme auf die Bodenbiodiversität.

Joschko, M.; Franko, U.; Willms, M.; Reinhold, J.; Rogasik, Jutta; Barkusky, Dietmar (2010): Bewertung der Humusreproduktionsleistung (Abbaustabilität) von Stroh. Unter Mitarbeit von Michael Baumecker, R. Beck, Jörg Zimmer, K. F. Gerlach und M. Wiemer. In: Schlussbericht zum F&E-Vorhaben "Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden - Einflussfaktoren und deren Auswirkungen. Unter Mitarbeit von Dietmar Barkusky, E. Baumann, Michael Baumecker, R. Beck, T. Breitschuh, U. Franko et al. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e.V. (VDLUFA), S. 91–169.

Joschko, M.; Reinhold, J.; Barkusky, Dietmar; Haubold-Rosar, M.; Franko, U.; Lentzsch, P. et al. (2015): Bewertung von organischem Material zur Humusreproduktion aus der Sicht der Bodenbiologie. Abschlussbericht 2015. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.

Joschko, Monika (07.01.2019): Telefoninterview zu Auswirkungen der Strohentnahme auf die Bodenbiodiversität.

Kautz, Timo; López-Fando, Cristina; Ellmer, Frank (2006): Abundance and biodiversity of soil microarthropods as influenced by different types of organic manure in a long-term field experiment in Central Spain. In: *Applied Soil Ecology* 33 (3), S. 278–285.

Kolbe, Hartmut; Zimmer, Jörg (2015): Leitfaden zur Humusvresorgung. Informationen für Praxis, Beratung und Schulung. Hg. v. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

Körschens, Martin (2010): Der organische Kohlenstoff im Boden (Corg) \textendash importance, determination, evaluation. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 56 (4), S. 375–392.

Körschens, Martin; Albert, Erhard; Armbruster, Martin; Barkusky, Dietmar; Baumecker, Michael; Behle-Schalk, Lothar et al. (2013): Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 59 (8), S. 1017–1040.

Körschens, Martin; Albert, Erhard; Baumecker, Michael; Ellmer, Frank; Grunert, Michael; Hoffmann, Sandor et al. (2014): Humus und Klimaänderung - Ergebnisse aus 15 langjährigen Dauerfeldversuchen. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 60 (11), S. 1485–1517.

Körschens, Martin; Rogasik, Jutta; Schulz, Elke (2005): Bilanzierung und Richtwerte organischer Substanz. In: *Landbauforschung Völkenrode: FAL agricultural research* 55 (1), S. 1–10.

Krauss, M.; Pommer, G.; Beck, R.; Brandhuber, R.; Capriel, P. (1997): Dauerversuche mit Fruchtfolgen und Düngung am Staatsgut Puch, Oberbayern. auswirkungen auf bodenmerkmale. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 42 (3-4), S. 193–199.

Lange, Markus; Eisenhauer, Nico; Sierra, Carlos A.; Bessler, Holger; Engels, Christoph; Griffiths, Robert I. et al. (2015): Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. In: *Nature Communications* 6 (1).

Liu, Ting; Chen, Xiaoyun; Hu, Feng; Ran, Wei; Shen, Qirong; Li, Huixin; Whalen, Joann K. (2016): Carbon-rich organic fertilizers to increase soil biodiversity: Evidence from a meta-analysis of nematode communities. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232, S. 199–207.

Mace, Georgina M.; Reyers, Belinda; Alkemade, Rob; Biggs, Reinette; Chapin, F. Stuart; Cornell, Sarah E. et al. (2014): Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. In: *Global Environmental Change* 28, S. 289–297.

Miltner, Anja; Bombach, Petra; Schmidt-Brücken, Burkhard; Kästner, Matthias (2011): SOM genesis: microbial biomass as a significant source. In: *Biogeochemistry* 111 (1-3), S. 41–55.

MLUV (2009): Dauerfeldversuche in Brandenburg und Berlin. Beiträge für eine nachhaltige landwirtschaftliche Bodennutzung. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (MLUV).

Münch, Julia (2008): Nachhaltig nutzbares Getreidestroh in Deutschland. Positionspapier. ifeu-Institut.

Orgiazzi, A.; Bardgett, R. D.; Barrios, E.; Behan-Pelletier, V.; Briones, M.J.I.; Chotte, J-L. et al. (2016): Global Soil Biodiversity Atlas. Resreport. European Commission.

Ottow, Johannes C. G. (2011): Mikrobiologie von Böden. Hg. v. Johannes C. G. Ottow: Springer Berlin Heidelberg.

Pausch, Johanna; Kramer, Susanne; Scharroba, Anika; Scheunemann, Nicole; Butenschoen, Olaf; Kandeler, Ellen et al. (2016): Small but active - pool size does not matter for carbon incorporation in below-ground food webs. In: *Funct Ecol* 30 (3), S. 479–489.

Potthoff, Martin; Linsler, Deborah (2019): SoilMan Project. Online verfügbar unter <https://soilman.eu/>, zuletzt geprüft am 24.01.2019.

Reinhold, Jürgen (17.01.2019): Telefoninterview zu Auswirkungen der Strohentnahme auf die Bodenbiodiversität.

Rogasik, Jutta; Schroetter, Susanne; Funder, Ute; Schnug, Ewald; Kurtinecz, Paul (2004): Long-term fertilizer experiments as a data base for calculating the carbon sink potential of arable soils. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 50 (1), S. 11–19.

Rogasik, Jutta; Schroetter, Susanne; Schnug, Ewald; Kundler, Peter (2001): Langzeiteffekte ackerbaulicher massnahmen auf die bodenfruchtbarkeit. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 47 (1-2), S. 3–17.

Roger-Estrade, Jean; Anger, Christel; Bertrand, Michel; Richard, Guy (2010): Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. In: *Soil and Tillage Research* 111 (1), S. 33–40.

Roscher, Christiane; Schumacher, Jens; Baade, Jussi; Wilcke, Wolfgang; Gleixner, Gerd; Weisser, Wolfgang W. et al. (2004): The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. In: *Basic and Applied Ecology* 5, S. 107–121.

Ruppel, Silke (21.01.2019): Schriftliche Korrespondenz zu Auswirkungen der Strohentnahme auf die Bodenbiodiversität.

Sauerlandt, W.; Tietjen, C. (1970): Humuswirtschaft des Ackerbaus. Frankfurt/Main: DLG-Verlag.

Scheu, Stefan (04.12.2018): Telefoninterview zu Auswirkungen der Strohentnahme auf die Bodenbiodiversität.

Scheunemann, Nicole; Digel, Christoph; Scheu, Stefan; Butenschoen, Olaf (2015a): Roots rather than shoot residues drive soil arthropod communities of arable fields. In: *Oecologia* 179 (4), S. 1135–1145.

Scheunemann, Nicole; Maraun, Mark; Scheu, Stefan; Butenschoen, Olaf (2015b): The role of shoot residues vs. crop species for soil arthropod diversity and abundance of arable systems. In: *Soil Biology and Biochemistry* 81, S. 81–88.

Scheunemann, Nicole; Pausch, Johanna; Digel, Christoph; Kramer, Susanne; Scharroba, Anika; Kuzyakov, Yakov et al. (2016): Incorporation of root C and fertilizer N into the food web of an arable field: Variations with functional group and energy channel. In: *Food Webs* 9, S. 39–45.

Steinauer, Katja; Chatzinotas, Antonis; Eisenhauer, Nico (2016): Root exudate cocktails: the link between plant diversity and soil microorganisms? In: *Ecology and Evolution* 6 (20), S. 7387–7396.

Thiele-Bruhn, Sören; Bloem, Jaap; Vries, Franciska T. de; Kalbitz, Karsten; Wagg, Cameron (2012): Linking soil biodiversity and agricultural soil management. In: *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4 (5), S. 523–528.

Thünen-Institut (2019): SoilMan. Ecosystem services of soil biota in agriculture. Online verfügbar unter <https://www.thuenen.de/de/institutsuebergreifende-projekte/soilman-oekologische-und-oekonomische-bedeutung-von-bodenbiodiversitaet-in-agrarsystemen/>, zuletzt geprüft am 24.01.2019.

van Capelle, Christine; Schrader, Stefan (21.01.2019): Schriftliche Korrespondenz zu Auswirkungen der Strohentnahme auf die Bodenbiodiversität.

van Capelle, Christine; Schrader, Stefan; Brunotte, Joachim (2012): Tillage-induced changes in the functional diversity of soil biota – A review with a focus on German data. In: *European Journal of Soil Biology* 50, S. 165–181.

VDLUFA (2014): Humusbilanzierung. Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e.V. (VDLUFA).

Volz, Harald (25.01.2019): Telefoninterview zu Auswirkungen der Strohentnahme auf Feldhamster.

Wagner, C.; Bachl-Staudinger, M.; Baumholzer, S.; Burmeister, J.; Fischer, C.; Karl, N. et al. (2014): Faunistische Evaluierung von Blühflächen (Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, 1).

Zeller, Vanessa; Weiser, Christian; Hennenberg, Klaus; Reinicke, Frank; Schaubach, Kay; Thrän, Daniela et al. (2011): Basisinformationen – für eine nachhaltige Nutzung landwirtschaftlicher Reststoffe zur Bioenergiebereitstellung.

Zimmer, Jörg; Roschke, Manfred; Schulze, Dieter (2005): Influence of different treatments of organic and mineral fertilization on yield, soil organic matter and N-balance of a diluvial sandy soil (mkern1mu2003). In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 51 (2), S. 135–149.

## Anhang

Tabelle 2: Dauerfeldversuche mit Strohdüngung

Bundesland	Standort Versuchsname	+ Versuchszeitraum	Literatur
Berlin/ Brandenburg	Berlin-Dahlem: Statistischer Versuch Bodennutzung (BDa_IOSDV)*	1984-2004	MLUV (2009); Körschens et al. (2013)
Berlin/ Brandenburg	Großbeeren (Grb_KPA AI, Grb_KPA D, Grb_DFV)*	1973-2002, 1973-2002, 1989-2003	MLUV (2009); Körschens et al. (2013)
Berlin/ Brandenburg	Groß Kreuz (GrK_M4, GrK_P60)*	1967/1959	Joschko et al. (2010); Zimmer et al. (2005); MLUV (2009)
Berlin/ Brandenburg	Müncheberg (Mue_V140)*	1963  1989-2003	Joschko et al. (2010); MLUV (2009); Rogasik et al. (2004); Rogasik et al. (2001); Körschens et al. (2013)
Berlin/ Brandenburg	Thyrow: Statistischer Nährstoff-mangelversuch (D IV), Statistischer Bodenfruchtbarkeitsversuc h (D VI)	1937/1938	Joschko et al. (2010); Baumecker et al. (2002) zu D IV; MLUV (2009); Körschens et al. (2013)
Bayern	Puch (erster Versuchsblock, zweiter Versuch, IOSDV)	Ab 1953 ab 1968 ab1983	Joschko et al. (2010); Diez et al. (1997); Krauss et al. (1997)

Einfluss der Strohentnahme auf die Bodenökologie landwirtschaftlicher Flächen

---

Bundesland	Standort Versuchsname	+ Versuchszeitraum	Literatur
Sachsen-Anhalt	Halle: Ewiger Roggenbau, Feldversuch F1a, F1b und F2a	1878, 1980 (F1), 1974 (F2)	Herbst et al. (2016)
Sachsen	Spröda bei Delitzsch	1966	Albert und Grunert (2013); Körschens et al. (2013)
Sachsen	Methau bei Rochlitz	1966	Albert und Grunert (2013); Körschens et al. (2013)
Hessen	Darmstadt: Langzeit- düngungsver-such	1980	Heinze et al. (2010)
Hessen	Rauischholzhausen (IOSDV)	1984	Körschens et al. (2013)
Rheinland-Pfalz	Speyer (IOSDV)	1983	Körschens et al. (2013)
Sachsen-Anhalt	Bad Lauchstädt: Statistischer Düngungs- versuch	1902	Kandeler et al. 1999; Blair et al. 2006; Franko & Ruehlmann 2018; Körschens et al. (2013)
Thüringen	Bad Salzungen: Dauerversuche zur organisch-mineralischen Düngung (L28, M222)	L28: 1966  M222: 1997	TLL Zorn et al. (2010); Körschens et al. (2013) (2009);

Titel

Literatur- und Quellenverzeichnis