

© Schwerpunkt »Tiere und die Transformation der Landwirtschaft«

## Ist Ökolandbau auch ohne Nutztiere nachhaltig – und wenn ja, wie?

von Thorsten Haase\*

*Wie in der Landwirtschaft generell, so hat auch im Ökolandbau die Tierhaltung ihre Selbstverständlichkeit verloren. Seien es ethische Bedenken, sei es der Beitrag der Tierhaltung zum globalen Klimawandel: Die deutliche Reduktion der Tierzahlen wird in der Gesellschaft von verschiedensten Seiten gefordert. Diese Forderung betrifft auch den Kern der ökologischen Wirtschaftsweise. Denn für den Ökolandbau ist traditionell die Verwendung von Wirtschaftsdünger das zentrale Instrument, um dem Ideal eines möglichst geschlossenen Betriebskreislaufs näherzukommen. Doch auch im Bereich des Ökolandbaus gibt es immer mehr Marktfruchtbetriebe, die ohne landwirtschaftliche Nutztiere wirtschaften und auf andere Weise versuchen müssen, ihre Nährstoffkreisläufe zu schließen. Doch (wie) ist das möglich? – Der folgende Beitrag geht unter Rückgriff auf die aktuelle Forschungslage der Frage nach, wie nachhaltig – vor allem mit Blick auf Nährstoffbilanzen und Bodenfruchtbarkeit – solche Betriebe wirtschaften. Er stellt dabei nicht nur die ökologische Vorzüglichkeit tierhaltender Biobetriebe heraus, sondern benennt auch zentrale Bausteine für ein Gesamtkonzept viehloser Ökobetriebe, die es zu beachten gilt, damit auch diese Variante des Ökolandbaus als nachhaltig gelten kann.*

Der Klimawandel als das wohl drängendste ökologische Problem im globalen Kontext wird mit der Landwirtschaft in Verbindung gebracht. Sie gilt sowohl als Mitverursacherin als auch als Betroffene des Klimawandels. Die Emissionen des Sektors Landwirtschaft sind mit über acht Prozent Anteil an den Gesamtemissionen eine relevante Quelle für Treibhausgase (Umweltbundesamt 2023). Die Landwirtschaft ist die bedeutendste Emittentin der beiden sehr potenten Treibhausgase Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O). Methan stammt vorwiegend aus der Tierhaltung und Wirtschaftsdüngern, Lachgas aus den landwirtschaftlich genutzten Böden und aus der Anwendung organischer und mineralischer Düngemittel (Menegat et al. 2022).

In der Gesellschaft hat sich das Ressentiment verfestigt, dass die Landwirtschaft in der derzeit vorherrschenden Ausprägung nicht nachhaltig ist. Viele negative Umweltwirkungen, die von der Landwirtschaft ausgehen, werden der Nutztierhaltung zugeschrieben. Darüber hinaus gibt es in Teilen der Gesellschaft – weiterhin zunehmend – ethische Vorbehalte gegenüber

dem Konsum von Lebensmitteln tierischer Herkunft. Neben den teils fragwürdigen Haltungsbedingungen basieren diese wohl auch auf der vergleichsweise geringen Konversionseffizienz der Erzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft. Zu deren Berechnung wird der humanernährungstaugliche Output von Nutztieren (Fleisch, Milch etc.) dem potenziell humanernährungstauglichen Input über Futtermittel, gesondert für Protein und Energie, gegenübergestellt (Puech und Stark 2023). Empfehlungen für einen Ernährungsstil mit einem deutlich reduzierten Anteil an Lebensmitteln tierischer Herkunft wurden von Umwelt- wie auch Ernährungswissenschaftler:innen ausgesprochen (Willett et al. 2019, Kawarazuka et al. 2023). Als ein notwendiger Schritt bei der anstehenden Transformation des Ernährungs- und Landwirtschaftssektors gilt die Reduzierung der Nutztierbestände (Zukunftskommission Landwirtschaft 2021).

### Ökologische Landwirtschaft als Alternative

Nicht zuletzt aufgrund der hohen externen Kosten der landläufigen Nutztierhaltung gilt die ökologische Produktionsweise als »das beste umweltschonende

\* Die vorliegende Fassung des Beitrags unterscheidet sich von der im *Kritischen Agrarbericht 2024* gedruckten Version durch die vollständige Angabe der berücksichtigten wissenschaftlichen Literatur.

und klimaschützende Verfahren« (Verordnung (EU) 2018/848), eine Wirtschaftsweise, deren klassisches Leitbild ja gerade die Integration der Nutztiere in die landwirtschaftliche Flächennutzung vorsieht. Strenge Kritiker beklagen jedoch auch für die ökologische Landwirtschaft ein erhebliches Ausmaß an tiergesundheitlichen und tierschutzrelevanten Beeinträchtigungen der Nutztiere (Sundrum 2022).

Ökologische Betriebe unterscheiden sich von konventionellen Betrieben hinsichtlich Betriebsmitteleinsatz, Betriebsstruktur und Systemleistungen. Sie setzen keinen mineralischen Stickstoff und keine chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmittel ein, der Zukauf von Futtermitteln und der Tierbesatz sind begrenzt. Es handelt sich also um ein sog. Low-Input-System. Die Anzahl der angebauten Kulturarten ist auf Ökobetrieben höher. Die Fruchtfolgen enthalten stets einen Mindestanteil an Leguminosen, welche in der Lage sind, Stickstoff (N) aus der Atmosphäre in die Pflanze und damit in den Boden-Stickstoff-Pool einzubringen (Peoples et al. 2009; Oberson et al. 2013). Die Bodenfruchtbarkeit bildet die Grundlage der Ertragsbildung der Kulturpflanzen. Ihre Versorgung mit Stickstoff verläuft über die Aktivität von Bodenmikroorganismen. Zur Förderung der Pflanzengesundheit setzt man auf Selbstregulationsmechanismen, die wiederum durch eine vielfältige Fruchtfolge gefördert werden (van Bruggen et al. 2016).

Das oberste Ziel des Ökolandbaus ist die Erhaltung der natürlichen Fruchtbarkeit der Böden. Ein weiteres Ziel des Ökolandbaus ist es, innerbetriebliche Nährstoffkreisläufe weitestgehend zu schließen, um Nährstoffverluste zu minimieren. Die Verwendung von Wirtschaftsdüngern ermöglicht eine Annäherung an das Ideal des weitestgehend geschlossenen Betriebskreislaufes. Die zentrale Bedeutung der Integration von Nutztieren für den Ökolandbau liegt in der Nutzung der dabei generierten Wirtschaftsdünger begründet. Auf Ökobetrieben mit Wiederkäuern ist der Feldfutterbau mit Futterleguminosen-Gras-Gemengen (z. B. Klee- oder Luzernegras) eine essenzielle Komponente der Fruchtfolgegestaltung. Beides, legumener Feldfutterbau sowie die Anwendung von Wirtschaftsdüngern, sind Garanten für den Erhalt eines standortgerechten Humusgehaltes im Boden (Persson et al. 2008, Zani et al. 2021). Humus wiederum, also der organisch gebundene Kohlenstoff, steht repräsentativ für viele Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit (Lal 2016).

#### *Lob des Kleegrasanbaus*

Neben der Lieferung von wirtschaftseigenem Grundfutter werden dem Klee- bzw. Luzernegras weitere, für das Funktionieren ökologischer Anbausysteme entscheidende Leistungen zugeschrieben (Heß 2023a): die Erhaltung des Bodenvorrates an organischem

Kohlenstoff (Schulz et al. 2014), die Verbesserung der Bodenstruktur durch Beschattung und Durchwurzelung (Kautz et al. 2010, Jaris et al. 2017), der Schutz vor Wind- und Wassererosion (Auerswald et al. 2021), die Stickstofffixierung durch eine Symbiose mit Knöllchenbakterien (Høgh-Jensen et al. 2004), die Unterbodenlockerung durch eine tiefreichende Pfahlwurzel (Kautz 2015), Nährstoffmobilisierung aus dem Unterboden (Kautz et al. 2014, Lynch und Wojciechowski 2015) und Unkrautunterdrückung durch Beschattung, regelmäßiges Schneiden sowie Konkurrenz um Wasser und Nährstoffe (Cong et al. 2018), Verhinderung der Nährstoffauswaschung (Eriksen et al. 2015, Smit et al. 2021). Nicht zuletzt haben Feldfutterbestände mit blühenden Gräsern und Feinleguminosenarten eine Funktion als Refugium und Futterquelle für Nutzinsekten und Feldhasen (Langhammer und Grimm 2020, Harris und Ratnieks 2022, Beye et al. 2022).

In einem Langzeitversuch wurden drei unterschiedliche Betriebssysteme hinsichtlich ihrer Wirkung auf Indikatoren der Bodenfruchtbarkeit und die Ertragsleistungen ihrer jeweiligen sechs-feldrigen Fruchtfolge untersucht. Das viehhaltende Betriebssystem konnte die höchsten Erträge erzielen, gefolgt von einem Marktfruchtbetrieb, der zumindest ein überjähriges Klee gras als Grünbrache nutzte. Die niedrigsten Erträge wurden in der Fruchtfolge »Marktfrucht ohne Klee gras« erzielt. Daraus folgerten die Autor:innen der Studie, dass viehlose (oder auch vegane) Wirtschaftsweisen als ein konkurrenzfähige alternatives Betriebssystem gelten können, solange Klee gras Bestandteil der Fruchtfolge bleibt (Niether et al. 2023). Aufgrund fehlender Verwertungsmöglichkeiten wird auf den Marktfruchtbetrieben das Klee gras meist nicht geerntet, sondern verbleibt gemulcht auf der Fläche, was das Risiko von Lachgasemissionen erhöht (Heuwinkel et al. 2005).

#### *Die Ertragslücke*

Das geringere Ertragspotenzial des Ökolandbaus, oftmals »Ertragslücke« genannt, ist unbestritten und vielfach in Metastudien dokumentiert worden (Seufert et al. 2012, de Ponti et al. 2012). Auch hinsichtlich der kurzfristigen Ertragsstabilität, also das Potenzial des Anbausystems zu möglichst geringen Ertragsschwankungen um ein mehrjähriges Ertragsmittel, schneidet der Ökolandbau im globalen Maßstab schlechter ab als der konventionelle (Knapp und van der Heijden 2018). Zuletzt wurde jedoch in einem für hiesige Breiten repräsentativen Langzeitdauerfeldversuch bewiesen, dass ökologische Anbausysteme in der Lage sind, ein – wenn auch niedrigeres Ertragsniveau – langfristig zu halten (Knapp et al. 2023).

Dass die Frage, welches der Anbausysteme das Potenzial hat, die Welt zu ernähren, falsch gestellt ist,

wurde im *Kritischen Agarbericht* an anderer Stelle bereits deutlich gemacht (Heß 2023b). Gefordert wurde auch, die gesamte Debatte um die Ertragslücke in einen neuen Bezugsrahmen zu setzen (Wilbois und Schmidt 2019). Es geht eher um die Frage, welchen Beitrag der Ökolandbau als ressourcenschonendes Anbausystem zu einer nachhaltigen Landwirtschaft leisten kann (Muller et al. 2017). In der gesamten Diskussion um das nachhaltigste Anbausystem scheinen jedoch sowohl die jeweils indikatorabhängig angemessene Bezugsgrößen als auch die zugrunde gelegten normativen Prämissen noch nicht hinreichend geklärt (Debuschewitz und Sanders 2022).

### Nachhaltigkeitsbewertung von Anbausystemen

Eine jüngere Metaanalyse der wissenschaftlichen Literatur belegt die Vorzüglichkeit der ökologischen gegenüber der sog. konventionellen Landwirtschaft in den Bereichen Wasserschutz, Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität, Klimaanpassung und Ressourceneffizienz. Beim Klimaschutz, also der Frage, wie viele CO<sub>2</sub>-Äquivalente emittiert werden, hängt die Vorzüglichkeit von der Bezugsgröße (pro Fläche oder pro Ertrag) ab (Sanders und Heß 2019).

Eine vergleichende Studie wurde auf fruchtbaren Böden in Norddeutschland zum Risiko der Nitrat- auswaschung in drei Marktfrucht-Betriebssystemen durchgeführt. Die beiden ökologischen Betriebssysteme (geringe bzw. mittlere Intensität) zeigten niedrigere Nitratfrachten als das konventionelle Betriebssystem, jedoch nur auf die Fläche [NO<sub>3</sub>-N ha<sup>-1</sup>] bezogen. Wenn die Nitratfracht auf das erzeugte Produkt, ausgedrückt in Getreideeinheiten [NO<sub>3</sub>-N GE<sup>-1</sup>], bezogen wurde, war das konventionelle System überlegen. Der im Bodenprofil gemessene Stickstoffgehalt zum Ende der Vegetationsperiode (»Rest-N<sub>min</sub>«), die Stickstoffaufnahme im Herbst, aber auch die errechneten Stickstoffbilanzen des jeweiligen gesamten Systems wurden als geeignete Parameter zur Voraussage des Auswaschungsrisikos identifiziert (Biernat et al. 2020). Die in der EU-Nitratdirektive festgelegte maximale Stickstoffkonzentration im Sickerwasser wurde in allen drei Systemen überschritten. Die Autoren empfehlen daher alternative, ausgewogenere Anbausysteme, z. B. mit zweijährigem Feldfutterbau, Zwischenfrüchten und Marktfrüchten: ein integrierter Ansatz, wie er vor allem im Ökolandbau bei gleichzeitiger Haltung von Wiederkäuern verfolgt wird.

Die Rückführung organischer Bodensubstanz, z. B. über Wirtschaftsdünger, sichert die Funktionalität essenzieller Eigenschaften landwirtschaftlich genutzter Böden und steigert die Erträge von Kulturpflanzen (Lal 2016, Lal 2020). Ob und in welchem Umfang Kohlenstoff aus atmosphärischem Kohlenstoffdioxid

(CO<sub>2</sub>) in der organischen Bodensubstanz landwirtschaftlicher Nutzflächen festgelegt oder daraus freigesetzt wird, ist eine Funktion des Standorts, der Art der Bodenbearbeitung und der Sättigung des organisch gebundenen Kohlenstoffs im jeweiligen Boden (Poeplau et al. 2020, Haddaway et al. 2017, Moinet et al. 2023). Vom weltweit bekanntesten Dauerfeldversuch DOK in der Schweiz wurde unlängst von gestiegenen Kohlenstoffgehalten im Boden berichtet, wenn unter ökologischen Anbaubedingungen über 42 Jahre und äquivalent zu einem Tierbesatz von 1,4 Großvieheinheiten (GV) pro Hektar kompostierte Wirtschaftsdünger angewendet wurden (Krause et al. 2022). In einer Zwischenbilanz nach 21 Jahren hatten die Wissenschaftler:innen noch in allen geprüften Systemen eine Tendenz zu abnehmenden Kohlenstoffvorräten festgestellt (Fliessbach et al. 2007).

Der Ökolandbau ist in Deutschland traditionell in den grünlandbetonten Regionen überdurchschnittlich stark vertreten, also dort, wo eine extensive Wirtschaftsweise aufgrund der bodenklimatischen Verhältnisse naheliegt. Der häufigste Betriebstyp in solchen Regionen ist der Futterbaubetrieb mit Milchvieh und entspricht dem klassischen Leitbild des Ökolandbaus. Das Prinzip der flächengebundenen Tierhaltung erfordert, dass die Anzahl der gehaltenen Nutztiere ( $\leq 2,0$  GV pro Hektar) sich nach der Größe der bewirtschafteten Fläche richtet (Verordnung (EU) 2018/848). Die Nutzung von Grünland durch die Tiere trägt im Vergleich zu einer ackerbaulichen Nutzung in erhöhtem Maße zum Klimaschutz, Boden- und Wasserschutz und zum Erhalt von Biodiversität und Habitatsstrukturen bei (Batary et al. 2012, Xiong et al. 2019, Poeplau et al. 2020). Zudem bereichert Grünland das Landschaftsbild (Pellaton et al. 2020).

### Status quo des viehlosen Ökolandbaus

Viehlose Ökobetriebe halten meist bereits vor der Umstellung keine Nutztiere oder geben zur Umstellung, z. B. im Falle von Schweinen, die Tierhaltung auf, weil diese aufgrund der erforderlichen aufwendigen Stallumbauten – und damit verbundenen hohen Investitionen – nicht ökonomisch tragfähig ist. Betriebe mit Haltung von Wiederkäuern benötigen Klee gras nicht als Futtermittel, sondern aus den weiter oben genannten Gründen. Ökobetriebe mit wenig bis gar keinen Nutztieren finden sich vor allem in den sehr fruchtbaren Ackerbauregionen wieder. Dort ist der Ökolandbau unterdurchschnittlich vertreten. Der Anteil an spezialisierten Marktfruchtbetrieben ohne Tierhaltung gewinnt innerhalb des Ökolandbaus in Deutschland sicher weiterhin an Bedeutung.

Die räumliche Verteilung und der Anteil an der gesamten Ökofläche ist in den einzelnen Bundesländern

sehr stark von der Verbandszugehörigkeit, dem Boden-Klima-Raum und dem Bundesland abhängig. In Bayern werden circa 20 Prozent der Öko-zertifizierten Fläche ohne Nutztierhaltung, d. h. viehlos bewirtschaftet (LfL 2023). Es handelt sich bei dieser Betriebsform also um reine Marktfruchtbetriebe. Wie viele Betriebe mit einer sehr geringen Besatzdichte von Nutztieren ( $\leq 0,2$  GV pro Hektar) wirtschaften, lässt sich anhand der öffentlich zugänglichen Daten nicht sagen. Es darf jedoch angenommen werden, dass solche »viehschwachen« Betriebe hinsichtlich der Flächenbewirtschaftung (z. B. Fruchtfolgegestaltung, Düngestrategie) eher Marktfruchtbetrieben ähneln.

Wie auch insgesamt im Ökolandbau variiert die Ausprägung viehloser bzw. vieharter Ökobetriebe in einem weiten Bereich. Die Extreme reichen von extensiven Getreidebaubetrieben bis hin zum intensiven Hackfrucht- bzw. Feldgemüseanbau. Im Vergleich zu viehhaltenden Betrieben kann im Durchschnitt die Flächenausstattung und die Ackerzahl als höher und der Arbeitskraftbesatz als geringer eingestuft werden. Wichtigste Stickstoffquelle ist auch im viehlosen bzw. vieharmen Betrieb die Fixierleistung der Leguminosen. Bei den Marktfrüchten hatten in einer bereits länger zurückliegenden Studie Backweizen und Dinkel, Erbsen und Ackerbohnen sowie Kartoffeln die größte Bedeutung (Schmidt 2003).

### Vergleichende Studien

In einer Langzeitstudie mit sog. Pilotbetrieben wurden in vier Regionen der Bundesrepublik über zehn Jahre konventionelle und ökologische Marktfruchtbetriebe mit Milchviehbetrieben paarweise verglichen (Hülsbergen et al. 2023). Die untersuchten Ökobetriebe haben artenreichere Fruchtfolgen, der Getreide- und Körnerleguminosenanteil ist auf den Marktfruchtbetrieben jeweils etwas höher. Die ökologischen Marktfruchtbetriebe haben einen deutlich geringeren Anteil Futterleguminosen-Gras-Gemenge (z. B. Klee gras) in der Fruchtfolge als die Öko-Milchviehbetriebe.

Aufgrund der fehlenden Nutztiere steht dem Marktfruchtbetrieb kein Wirtschaftsdünger zur Verfügung. Die Ertragslücke zwischen ökologischen und konventionell wirtschaftenden Betrieben ist auf den Marktfruchtbetrieben daher größer als auf den Milchviehbetrieben. Grund hierfür ist, dass es wenig wirtschaftlich tragfähige und/oder mit den Werten des Ökolandbaus konforme externe Betriebsmittel (z. B. organische Handelsdünger) gibt, um den Nährstoffbedarf der Kulturen ausgewogen auszugleichen (Hofkautz 2021).

Laut der Pilotbetriebsstudie erzielen die ökologischen Milchviehbetriebe höhere Erträge und Stickstoffentzüge als die Öko-Marktfruchtbetriebe. Der

Stickstoffinput über Wirtschaftsdünger kann viehlos über Stroh- und legume Gründüngung nicht ausgleichen werden. Für die Öko-Marktfruchtbetriebe wurde ein positiver Stickstoffsaldo von elf, für die Öko-Milchviehbetriebe von 25 Kilogramm Stickstoff pro Hektar bilanziert, beide Werte also auf einem niedrigen Niveau. Je höher der Stickstoffsaldo als Differenz zwischen Zufuhr und Abfuhr auf der Fläche, desto höher ist das Risiko von unproduktiven und umweltschädlichen Stickstoffverlusten über Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) und Nitrat ( $\text{NO}_3$ ). Die Studie bescheinigt dem Ökologischen Landbau geringere Treibhausgas- und Stickstoffemissionen und beziffert die Einsparung an externen Kosten für die Gesellschaft auf 750 bis 800 Euro pro Hektar.

Bei den Phosphorbilanzen weisen beide Betriebstypen negative Salden auf, die Marktfruchtbetriebe noch stärker als die Milchvieh- bzw. Gemischtbetriebe. Das bedeutet einerseits, dass bei ökologischer Wirtschaftsweise keine umweltgefährdenden Phosphorüberschüsse zu erwarten sind. Andererseits stellt sich – insbesondere bei den viehlosen Betrieben – die Frage, wie sich negative Phosphorsalden langfristig auf die Versorgung der Böden mit pflanzenverfügbarem Phosphor auswirken. In der betreffenden Studie wurden diesbezüglich keine systematischen Unterschiede zwischen den Betriebstypen festgestellt, jedoch eine sehr starke Variabilität innerhalb und zwischen individuellen Betrieben (Hülsbergen et al. 2023).

In einer Untersuchung in Sachsen wurden über sechs Jahre auf 32 Ökobetrieben und auf insgesamt 810 Ackerflächen Untersuchungen zur Nährstoffversorgung bei unterschiedlicher Bewirtschaftung durchgeführt. Auch diese Studie weist auf ein Problem langjährig wirtschaftender Ökobetriebe bei der Phosphorversorgung hin. Hier waren nicht nur die allermeisten Phosphorsalden negativ, sondern 48 Prozent der Flächen wiesen entweder Versorgungsklasse B »niedrig« (37 Prozent) oder gar A »sehr niedrig« (elf Prozent) auf. Auf Betrieben mit Feldgemüsebau wurden dagegen zumindest auf einem Viertel der Flächen zu hohe Nährstoffgehalte (Phosphor) oder -salden (Stickstoff, Phosphor, Humus) gemessen (Kolbe und Meyer 2021).

Weitere Erhebungen in Niedersachsen und Bayern führen ebenfalls eine Phosphorunterversorgung von ökologisch bewirtschafteten Flächen an, die mit der Dauer ökologischer Bewirtschaftung zunimmt (Reimer et al. 2020). Eine Studie auf einem Praxisbetrieb in Schleswig-Holstein, in der ein Milchvieh- mit einem viehlosen System ohne externen Phosphorinput verglichen wurde, stellte abnehmende Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden in beiden Systemen fest, mit stärkeren Abnahmen im viehlosen System (Ohm et al. 2017).



In typischerweise viehlosen Betriebssystemen wie dem Anbau von Gemüsekulturen unter Glas oder in Folientunneln können sich im Ökolandbau starke Ungleichgewichte bei den Nährstoffflüssen einstellen. Aufgrund der hohen Nährstoffansprüche, kurzen Vegetationsdauer und hohen Nährstoffexporten ergaben sich in einer süddeutschen Studie sehr hohe Überschüsse für Stickstoff, Phosphor und Schwefel, bei stark negativen Salden für Kalium (Zikeli et al. 2017).

Eine europaweite Erhebung der Nährstoffversorgung ökologisch bewirtschafteter Betriebe zeigte weitestgehend ausgeglichene Bilanzen für Phosphor und Kalium auf ökologischen Ackerbaubetrieben (Cooper et al. 2018). Problematisch gesehen werden kann der Rückgriff auf externe Nährstoffquellen, teils konventioneller Herkunft. Aus einer aktuellen Studie geht hervor, dass 17 bis 26 Prozent der von außen in die Ökobetriebe zugeführten Nährstoffmengen aus konventionellen Düngern bestritten werden. 31 bis 41 Prozent stammen aus nicht-landwirtschaftlicher Herkunft (Reimer et al. 2023a). Es besteht dabei auch die Herausforderung, ob zukünftig die Verwendung von Betriebsmitteln konventioneller Herkunft reduziert werden kann.

### **Bausteine für ein Gesamtkonzept im viehlosen Ökobetrieb**

Der viehlose Ökobetrieb muss regional Nährstoffe – ausdrücklich auch solche tierischer Herkunft – recyceln, um sie zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit seiner Flächen zu nutzen. Dazu gibt es verschiedene, bereits praktizierte und in stetiger Weiterentwicklung befindliche Ansätze.

#### *Futter-Mist-Kooperation*

Eine solche Kooperation bedeutet den Tausch des Aufwuchses von Klee- oder Luzernegras-, aber auch Grünlandflächen gegen Wirtschaftsdünger wie Mist oder Gülle von einem viehhaltenden Kooperationsbetrieb. Die darüber importierten Stickstoffmengen sind dabei von den Zukaufmengenbegrenzungen ausgenommen und daher zusätzlich für den Betrieb nutzbar. Der das Futter abnehmende tierhaltende Betrieb hat mehr Grundfutter zur Verfügung und gewinnt zusätzliche Ackerflächen, auf denen er Marktfrüchte anbauen kann. Der Marktfruchtbetrieb hat den Vorteil, aufgrund der mehrfachen Schnittnutzung der Bestände gleichzeitig auch die Menge des aus der Atmosphäre fixierten Stickstoffs zu steigern (Loges et al. 1999).

In der Praxis stellt sich häufig die Frage nach der geeigneten »Währung«, in der die Materialien miteinander verrechnet werden. Auch wenn sich die gehandelten Güter inhaltsstofflich ähneln und annähernd gleiche Mengen der Nährstoffe Stickstoff, Phosphor

und Kalium ausgetauscht werden, profitiert doch das Nährstoff-, insbesondere Stickstoffmanagement des Betriebes, der z. B. Gülle erhält. Der viehlose Betrieb nutzt nun einen Wirtschaftsdünger mit einem relativ hohen Anteil an pflanzenverfügbarem Stickstoff, um damit den Ertrag und die Qualität z. B. bei der Backweizenerzeugung zu steigern (Thomsen et al. 2008).

Vorher war Stickstoff gasförmig aus dem Mulch des Kleegrases verloren gegangen. Die Stickstofffixierung wird durch das aus dem Mulchmaterial freigesetzte Nitrat vermindert und das durch den Mineralisationsschub nach der Grünbrache erhöhte Risiko für Nitratauswaschung vermieden. Der viehlose Betrieb, der einen verlässlichen langfristigen Tauschpartner gefunden hat, wird zum »simulierten Gemischtbetrieb« (Heß 2011) und kann dann durchaus eine Fruchtfolge mit bis zu zweijährigem Klee gras praktizieren, mit all seinen positiven Konsequenzen für die Bodenfruchtbarkeit.

Ein viehloser Betrieb kann auch mit Monogastrier (Schweine oder Geflügel) haltenden Betrieben kooperieren: Er liefert Getreide, Körnermais oder Körnerleguminosen und erhält Schweinemist oder Hühner-trockenkot. Dabei können auch über die Zwischenstation eines Futtermittelherstellers Futtermischungen zum Tauschmittel werden. Gerade flächenknappe geflügelhaltende Betriebe können damit erheblich zur Verbesserung ihrer Flächenbilanz beitragen.

#### *Nutzung von Gärresten aus der Biogaserzeugung*

Biogasproduktion passt augenscheinlich gut in das Konzept des Ökolandbaus, weil es den Kreislaufgedanken aufgreift. Eigene erneuerbare Ressourcen wie Koppel- und Nebenprodukte pflanzlichen und tierischen Ursprungs werden verwertet. Für viehlose Betrieb ist die Vernetzung mit Biogas produzierenden Betrieben eine attraktive Option, ihre Fruchtfolge zu optimieren und ihr Nährstoffmanagement zu verbessern. Der Tausch von Klee gras, Mais oder anderen Futterpflanzen ist dann möglich, wenn die Gärreste nach den Vorgaben der EU-Öko-Verordnung und der Bioverbände für eine Ausbringung auf Bioflächen zugelassen sind. Die dort eingesetzten Wirtschaftsdünger dürfen nicht aus tierhaltenden Betrieben mit mehr als 2,5 GV pro Hektar stammen.

Als pflanzliche Substrate für die Biogasproduktion im ökologischen Betrieb kommen Kulturen in Betracht, die aus Gründen der Stickstoffversorgung des Systems angebaut werden, wie Futterleguminosengemenge, oder der Fruchtfolgegestaltung dienen wie Zwischenfrüchte. Es werden in der Realität nicht nur die betriebseigenen Ressourcen genutzt. Die Substrate sollten nicht ausschließlich für die Energiegewinnung angebaut werden (Schwab et al. 2023). Durch die Umwandlung der pflanzlichen und tierischen

Einsatzstoffe im Zuge des Gärprozesses ergibt sich ein Gärprodukt mit verbesserter Düngewirksamkeit, was eine flexiblere Stickstoffdüngung ermöglicht und Stickstoffverluste verringert (Stinner et al. 2008, Möller und Müller 2012).

#### *Alternative Kleegrasnutzungskonzepte*

Betriebe, denen z. B. aufgrund ihrer räumlichen Lage derartige Kooperationen verwehrt sind, beschäftigen sich mit der Frage alternativer Nutzungsoptionen für Kleegras. In einer Studie mit 93 Betrieben wurde herausgefunden, dass 23 Prozent mindestens einen Schnitt als innerbetrieblichen Transferdünger nutzen, und zwar in der Häufigkeit (Grünschnitt > Silage > Kompost) der erwarteten Düngewirkung (Maaß et al. 2017). Die ökologische bzw. ökonomische Vorzüglichkeit der Verfahren kann anhand der Variablen Stickstoffträge und -verluste, Vorfruchtwert und Düngewirkung, Arbeiterledigungskosten, Energieaufwand und Humusersatzwirkung quantifiziert werden.

Kompostierung gilt allgemein als Verfahren, bei dem erhebliche gasförmige Stickstoffverluste entstehen können. Bei der Anwendung von Kleegras-Transferverfahren wäre dadurch die Feld-zu-Feld-Stickstoffeffizienz bei kompostiertem Kleegras im Vergleich zu anderen Substraten am geringsten (Benke et al. 2017). Eine Arbeitsgruppe der Universität Kassel-Witzenhausen befand unlängst: Bei alleiniger Kompostierung von Kleegras kann es zu Stickstoffverlusten von 50 Prozent kommen (Casper et al. 2019). Diese Verluste können jedoch über die Beimengung von strukturreichen Materialien wie Stroh und Grüngut (Heckenschnitt) als Co-Substrat auf unter 20 Prozent reduziert werden. Die Düngewirkung ist dann vergleichbar mit derjenigen anderer Kleegras-Transferdünger. Die Kosten für das Verfahren sind dann etwa gleich hoch wie bei Kleegras-Silierung, wenn auch die Stoffströme Berücksichtigung bei der Bewertung finden.

#### *Biogut- und Grüngutkomposte*

Die Kompostierung von Stallmist führt gegenüber der Anwendung von nicht-kompostiertem Stallmist zu einer Steigerung des organischen Kohlenstoffgehaltes in der nicht-durchwurzeltten Krume. Das Potenzial der Kompostanwendung für die Kohlenstoff-Sequestrierung für den Klimaschutz gilt jedoch als begrenzt (Mayer et al. 2022). Auf die Förderung des organischen Kohlenstoffgehaltes im Sinne einer gesteigerten Bodenfruchtbarkeit (Bühnemann et al. 2018) könnten auch Ökobäuerinnen und -bauern hoffen, wenn sie Biogut- oder Grüngutkomposte einsetzen (Erhart et al. 2016). Eine aktuelle Studie zeigte, dass über 70 Prozent der zwischen 2018 und 2021 in Deutschland erzeugten Bio- und Grüngutkomposte für den

Ökologischen Landbau geeignet waren, selbst nach den strengeren Richtlinien der Verbände Bioland und Naturland. Nur ein Bruchteil (sieben Prozent) wurde eingesetzt. Wenn die Eignung nicht gegeben war, so war der Grund zunächst eine erhöhte Konzentration an Schwermetallen ( $Zn > Pb > Cd > Ni > Cu$ ) gefolgt von einem zu hohen Anteil an Fremdstoffen. Die Verunreinigung mit den besonders kritischen Kunststoffolien bzw. leichten Verbundstoffen wurde in den vergangenen Jahren jedoch deutlich (minus 58 Prozent) reduziert. Bei weiteren Verbesserungen in der Prozesskette könnten kurzfristig 50 Prozent der Nährstoffdefizite (Phosphor, Kalium) ökologischer Marktfruchtbetriebe ausgeglichen werden (Gottschall et al. 2023). Ein pflanzenbauliches Problem bei der Anwendung von Komposten gleich welcher Herkunft bleibt die geringe Stickstoffverfügbarkeit im Jahr der Anwendung (Gutser et al. 2005), d. h. eine für den Ökolandbau typische mangelnde Synchronisation von Stickstoffbedarf der Kulturpflanze und -verfügbarkeit

### **Folgerungen & Forderungen**

- Die große Herausforderung des viehlosen Ökolandbaus besteht darin, die teils sehr weit offenen Nährstoffkreisläufe zu schließen.
- Am besten lassen sich Nährstoffbilanzen viehloser Ökobetriebe verbessern über die Kooperation mit viehhaltenden Betrieben oder solchen viehlosen Betrieben, die unter anderem aus Substraten tierischer Herkunft (Wirtschaftsdünger) Biogas erzeugen.
- Die Spezialisierung der Betriebe ist Realität und wird sich weiter fortsetzen. Die weit offenen Nährstoffkreisläufe enger zu fassen und die Humusreproduktion zu sichern, hat für viehlose Ökobetriebe oberste Priorität.
- Der Ökolandbau wird sich dann auch weniger Kritik für die Inkonsequenz der Nutzung von Nährstoffquellen konventioneller Herkunft gefallen lassen müssen.
- In einem kategorisch viehlosen Ökolandbau ist keinesfalls die Lösung zu finden, weder für die Probleme des Agrar- und Ernährungssektors in seiner derzeitigen Ausprägung noch für den sich weiter spezialisierenden Ökolandbau mit seinen Herausforderungen.
- Das Bewusstsein für den Wert der Anwendung von Biogut- oder Grüngutkomposten muss weiter geschärft werden.
- Bestehende Konzepte zur Schließung regionaler Nährstoffkreisläufe sind zu optimieren.
- Es geht aber auch darum, mittelfristig neue Wege zu gehen, wie z. B. die Nutzung von Phosphor aus Klärschlamm im Ökolandbau hoffähig zu machen. Erste Schritte werden gerade gegangen.

durch Stickstoffmineralisierung aus der organischen Substanz (Pang und Letey 2000).

Die Stickstoffeffizienz (Einheit Ertrag pro Einheit gedüngtes N) ist bei der Anwendung von Stickstoffmineraldüngern ungleich größer (Reimer et al. 2023b). Jedoch sind diese im Ökolandbau nicht zugelassen, nicht zuletzt aufgrund der hohen Aufwendungen an Energie für ihre Herstellung (Capdevilla-Cortada 2019). Bei viehlosen Ökobetrieben muss der über das Erntegut abgegebene Stickstoff in erheblichem Maß ersetzt werden. Der mit Körnerleguminosenanbau aus der Atmosphäre fixierte Stickstoff verlässt zu großen Teilen über das Erntegut die Ackerflächen und in der Folge den Betrieb. Der Zukauf von Stickstoff ist für Betriebe, die nach Verbandsrichtlinien (z. B. Bioland oder Naturland) wirtschaften, auf maximal 40 Kilogramm Stickstoff pro Hektar begrenzt. Abgesehen von diesen Einschränkungen ist der Markt oft begrenzt und der Zukauf teuer.

### Organische Handelsdünger

Es gibt eine zunehmende Anzahl an organischen Handelsdüngern oft konventioneller Herkunft, die neben Stickstoff auch andere Makro-, aber auch Mikronährstoffe enthalten. Die Grenzen ihres Einsatzes ergeben sich in der Praxis vor allem durch den oft hohen Marktpreis. Agronomische Eigenschaften dieser Düngemittel wie Nährstoffgehalte, das Stickstoff/Phosphor- oder Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis haben jedoch entscheidende Bedeutung für die Eignung des Produktes zur Anwendung in unterschiedlichen Kulturpflanzenarten und Anbausystemen. In diesen inhaltsstofflichen Eigenschaften (nicht so sehr Kohlenstoff und Stickstoff) variieren die auf dem Markt verfügbaren Produkte in erheblichem Maße (Möller und Schultheiß 2015). Noch haben diese Betriebsmittel ein sehr eingeschränktes Potenzial, um erfolgreich die Nöte viehloser Ökobetriebe zu adressieren.

### Literatur

- Auerswald K, Ebertseder F, Levin K, Yuan Y, Prasuhn V, Plambeck N O, Menzel A, Kainz M (2021) Summable C factors for contemporary soil use. *Soil and Tillage Research* 213:105155. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2022.102628.
- Batary P, Holzschuh A, Orci K M, Samu F, Tscharrntke T (2012) Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 146:130–136. DOI: 10.1016/j.agee.2011.10.018.
- Beye H, Taube F, Lange K, Hasler M, Kluß C, Loges R, Diekötter T (2022) Species-Enriched Grass-Clover Mixtures Can Promote Bumblebee Abundance Compared with Intensively Managed Conventional Pastures. *Agronomy* 12(5):1080. DOI: 10.3390/agronomy12051080.
- Biernat L, Taube F, Vogeler I, Reinsch T, Kluß C, Loges R (2020) Is organic agriculture in line with the EU-Nitrate directive? On-farm nitrate leaching from organic and conventional arable crop rotations. *Agriculture Ecosystems and Environment* 298:109964. DOI: 10.1016/j.agee.2020.106964.
- Bühnemann E K, Bongiorno G, Bai Z, Creamer R E, De Deyn G, de Goede R, Fleskens L, Geissen V, Kuyper T W, Mäder P, Pulleman M, Sukkel W, van Groenigen J W, Brussaard L (2018): Soil quality: a review. *Soil Biology and Biochemistry* 120:105-125. DOI: 10.1016/j.soilbio.2018.01.030.
- Campbell B M, Beare D J, Bennett E M, Hall-Spencer J M, Ingram J S I, Jaramillo F, Ortiz R, Ramankutty N, Sayer J A, Shindell D (2017) Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. *Ecology and Society* 22(4):8. DOI: 10.5751/ES-09595-220408.
- Capdevilla-Cortada M (2019) Electrifying the Haber-Bosch. *Nature Catalysis* 2:1055. DOI: 10.1038/s41929-019-0414-4.
- Casper S, Heß J, Bruns C (2019) Transferdüngung mit Klee gras: Auswirkungen verschiedener Düngesubstrate und -stufen auf den Korntrag von Winterweizen. in: Mülhrrath et al. (Hrsg.). Beiträge zur 15. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. S. Verlag Dr. Köster. Berlin, S. 234-237.
- Cong W F, Suter M, Lüscher A, Eriksen J (2018) Species interactions between forbs and grass-clover contribute to yield gains and weed suppression in forage grassland mixtures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 268:154-161. DOI: 10.1016/j.agee.2018.09.019.
- Cooper J, Red E Y, Hörtenhuber S, Lindenthal T, Løes A-K, Mäder P, Magid J, Oberson A, Kolbe H, Möller K (2018) Phosphorus availability on many organically managed farms in Europe. *Nutr Cycl Agroecosyst* 110: 227–239. DOI: 10.1007/s10705-017-9894-2.
- De Ponti T, Rijk B, van Ittersum M K (2012) The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems* 108:1-9. DOI:10.1016/j.agry.2011.12.004.
- Debuschewitz E, Sanders J (2022) Environmental impacts of organic agriculture and the controversial scientific debates. *Organic Agriculture* 12:1-15. DOI: 10.1007/s13165-021-00381-z.
- Erhart, E, Schmid, H, Hartl W, Hülsbergen K-J (2016) Humus, nitrogen and energy balances, and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment with compost compared with mineral fertilization. *Soil Research* 54:254-263. DOI:10.1071/SR15127.
- Eriksen J, Askegaard M, Rasmussen J, Søgaard K (2015) Nitrate leaching and residual effect in dairy crop rotations with grass-clover leys as influenced by sward age, grazing, cutting and fertilizer regimes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 212:75-84. DOI: 10.1016/j.agee.2015.07.001.
- Fliessbach A, Oberholzer H-R, Gunst L, Mäder P (2007) Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118:273–284. DOI: 10.1016/j.agee.2006.05.022.
- Gottschall R, Thelen-Jüngling M, Kranert M, Kehres B (2023). Suitability of Biowaste and Green Waste Composts for Organic Farming in Germany and the Resulting Utilization Potentials. *Agriculture* 13(3):740. DOI: 10.3390/agriculture13030740.
- Gunst L, Richner W, Mäder P, Mayer J (2013) DOK-Versuch: Nährstoffversorgung in Winterweizen – Wo wird es eng? *Agrarforschung Schweiz* 4(2):74-81. <https://orgrprints.org/id/eprint/23227>.
- Gutser Gutser R, Ebertseder T, Weber A, Schraml M, Schmidhalter U (2005) Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168(4):439-446. DOI: 10.1002/jpln.200520510.
- Haddaway N R, Hedlund K, Jackson L E, Thomas Kätterer, T, Lugato E, Thomsen I K, Jørgensen H B, Isberg P-E (2017) How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence* 6:30. DOI: 10.1186/s13750-017-0108-9.
- Harries C, Ratnieks F L W (2022) Clover in agriculture: combined benefits for bees, environment, and farmer. *Journal of Insect Conservation* (2022) 26:339–357. DOI: 10.1007/s10841-021-00358-z.

- Heß J (2011) Der simulierte Gemischtbetrieb. *bioland* (Magazin) 04/2011. S. 9–10.
- Heß J (2023a) Leistungen des legumen Feldfutterbaus für Boden und Betrieb. Schriftliche Mitteilung von Prof. (em.) Dr. Jürgen Heß am 03.10.2023.
- Heß J (2023b) Ökologisch durch Krieg und Krisen. Resilienz und Leistungen des Biolandbaus vor dem Hintergrund planetarer Krisen. in Kapitel 3: Ökologischer Landbau. in: Kritischer Agrarbericht 2023 – Landwirtschaft und Ernährung für eine Welt im Umbruch. <https://kritischer-agrarbericht.de/agrarbericht/2023#>.
- Heuwinkel H, Gutser R, Schmidhalter U (2005) Auswirkung einer Mulch- statt Schnittnutzung von Klee gras auf die N-Flüsse einer Fruchtfolge. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 6:71–79.
- Hof-Kautz C (2021) Organische Düngung in Ackerbaufruchtfolgen. Nährstoffe – Nmin – Erträge. [https://www.oekolandbau.nrw.de/fileadmin/redaktion/PDFs/Forschung/Ergebnisse/2022-AFF\\_Duengung.pdf](https://www.oekolandbau.nrw.de/fileadmin/redaktion/PDFs/Forschung/Ergebnisse/2022-AFF_Duengung.pdf).
- Høgh-Jensen H, Loges R, Jørgensen F V, Jensen E S (2004) An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agricultural Systems* 82(2):181–194. DOI: 10.1016/j.agsy.2003.12.003.
- Hülsbergen K-J, Schmid H, Chmelikova L, Rahmann G, Paulsen H M, Köpke U (2023) Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus. Verlag Dr. Köster. [https://literatur.thuenen.de/digbib\\_extern/dno65968.pdf](https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dno65968.pdf).
- Jarvis N, Forkman J, Koestel J, Kätterer T, Larsbo M, Taylor A (2017) Long-term effects of grass-clover leys on the structure of a silt loam soil in a cold climate. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 247:319–328. DOI: 10.1016/j.agee.2017.06.042.
- Kautz T (2015) Research on subsoil biopores and their functions in organically managed soils: a review. *Renewable Agriculture and Food Systems* 30(4):318–327. DOI: 10.1017/S1742170513000549.
- Kautz T, Lüsebrink M, Pätzold S, Vetterlein D Pude R, Athmann M, Küpper P M, Perkins U, Köpke U (2014): Contribution of anecic earthworms to biopore formation during cultivation of perennial ley crops. *Pedobiologia - Journal of Soil Ecology* 57:47–52. DOI: /10.1016/j.pedobi.2013.09.008.
- Kautz T, Stumm C, Kösters R, Köpke U (2010) Effects of perennial fodder crops on soil structure in agricultural headlands. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 173(4):490–501. DOI: 10.1002/jpln.200900216.
- Kawarazuka N, Mabhaudhi T, Green R, Scheelbeek P, Ambikapathi R, Robinson J, Mangnus E, Béné C, Cavatassi R, Kalita U, Gelcich S, Cheserek M, Mbago-Bhunu S, Trevenen-Jones A (2023) Inclusive diets within planetary boundaries. *One Earth* 6:443–448. DOI: 10.1016/j.oneear.2023.05.003.
- Knapp S, Gunst L, Mäder P, Giasi S, Mayer J (2023) Organic cropping systems maintain yields but have lower yield levels and yield stability than conventional systems – Results from the DOK trial in Switzerland. *Field Crops Research* 302:109072. DOI: 10.1016/j.fcr.2023.109072.
- Knapp S, van der Heijden M G A (2018) A global meta-analysis of yield stability in organic and conservation agriculture. *Nature Communications* 9, 3632. DOI: 10.1038/s41467-018-05956-1.
- Kolbe H und Meyer D (2021) Schlaggenaue Analyse von 32 Betrieben des ökologischen Landbaus im Freistaat Sachsen: Nährstoff- und Humusmanagement. <https://buel.bmel.de/index.php/buel/article/view/315>.
- Krause H-M, Stehle B, Mayer J, Mayer M, Steffens M, Mäder P, Fliessbach A (2022) Biological soil quality and soil organic carbon change in biodynamic, organic, and conventional farming systems after 42 years. *Agronomy for Sustainable Development* 42:117. DOI: 10.1007/s13593-022-00843-y.
- Lal R (2016) Soil health and carbon management. *Food and Energy Security* 5(4):212–222. DOI: 10.1002/fes3.96.
- Lal R (2020) Soil organic matter content and crop yield. *Journal of Soil and Water Conservation* 75 (2):27A–32A; DOI: 10.2489/jswc.75.2.27A.
- Langhammer M, Grimm V (2020) Mitigating bioenergy-driven biodiversity decline: A modelling approach with the European brown hare. *Ecological Modelling* 416:108914. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2019.108914.
- Loges R, Kaske A, Taube F (1999) Dinitrogen fixation and residue nitrogen of different managed legumes and nitrogen uptake of subsequent winter wheat. in: Olesen J E, Eltun R, Gooding M J, Jensen E S, Köpke U (Hrsg.) *Designing and testing crop rotations for organic farming*. DARCOF Report Nr. 1, S. 181–190.
- Lynch J P, Wojciechowski T (2015) Opportunities and challenges in the subsoil: pathways to deeper rooted crops. *Journal of Experimental Biology* 66(8):2199–2210. DOI: 10.1093/jxb/eru508.
- Maaß H, Blumenstein, B, Bruns C, Möller D (2017) Alternativen der Klee grasnutzung in viehharmen und viehlosen Betrieben. In: S. Wolfrum et al. (Hrsg.) *Beiträge zur 14. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*. S. 310–313. Verlag Dr. Köster. Berlin.
- Mayer M, Krause H-M, Fliessbach A, Mäder P, Steffens M (2022) Fertilizer quality and labile soil organic matter fractions are vital for organic carbon sequestration in temperate arable soils within a long-term trial in Switzerland. *Geoderma* 426:116080. DOI: 10.1016/j.geoderma.2022.116080.
- Menegat S, Ledo A, Tirado R (2022) Greenhouse gas emissions from global production and use of nitrogen synthetic fertilisers in agriculture. *Scientific Reports* 12:14490. DOI: 10.1038/s41598-022-18773-w
- Moinet G Y K, Hijbeek R, van Vuuren D P, Giller K E (2023) Carbon for soils, not soils for carbon *Global Change Biology* 29(9):2384–2398. DOI: 10.1111/gcb.16570.
- Möller K, Müller T (2012) Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. *Engineering in Life Sciences* 12(3): 242–257. DOI: 10.1002/elsc.201100085.
- Möller K, Schultheiss U (2015) Chemical characterization of commercial organic fertilizers. *Archives of Agronomy and Soil Science* 61(7): 989–1012. DOI: 10.1080/03650340.2014.978763.
- Muller A, Schader C, El-Hage Scialabba N, Brüggemann J, Isensee A, Erb K-H, Smith P, Klocke P, Leiber, F, Stolze, M, Niggli, U (2017) Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature Communications* 8:1290. DOI: 10.1038/s41467-017-01410-w.
- Niether W, Macholdt J, Schluz F, Gatteringer A (2023) Yield dynamics of crop rotations respond to farming type and tillage. *Field Crops Research* 303:109131. DOI: 10.1016/j.fcr.2023.109131.
- Oberson A, Frossard E, Bühlmann C, Mayer J, Mäder P, Lüscher P (2013) Nitrogen fixation and transfer in grass-clover leys under organic and conventional cropping systems. *Plant and Soil* 371:237–255. DOI: 10.1007/s11004-013-1666-4.
- Ohm M, Paulsen H M, Moos J H, Eichler-Löbermann E (2017) Long-term negative phosphorus budgets in organic crop rotations deplete plant-available phosphorus from soil. *Agronomy for Sustainable Development* 37:17. DOI: 10.1007/s13593-017-0425-y.
- Pang X P, Letey J. (2000). Organic farming challenge of timing nitrogen availability to crop nitrogen requirements. *Soil Science Society of America Journal* 64(1):247–253. DOI: 10.2136/sssaj2000.641247x.
- Pellaton R, Lellei-Kovács E, Báldi A (2022) Cultural ecosystem services in European grasslands: A systematic review of threats. *Ambio* 51:2462–2477. DOI: 10.1007/s13280-022-01755-7.
- Peoples M B, Brockwell J, Herridge D F, Rochester I J, Alves B J R, Urquiaga S, Boddey R M, Dakora F D, Bhattarai S, Maskey S L, Sampet C, Rerkasem B, Khan D F, Haugaard-Nielsen H, Jensen E S (2009) The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems. *Symbiosis* 48:1–17. DOI: 10.1007/BF03179980.



- Persson, T, Bergkvist G, Kätterer, T (2008) Long-term effects of crop rotations with and without perennial leys on soil carbon stocks and grain yields of winter wheat. *Nutr Cycl Agroecosyst* 81:193–202. DOI: 10.1007/s10705-007-9144-0.
- Poeplau C, Jacobs A, Don A, Vos C, Schneider F, Wittnebel M, Tiemeyer B, Heidkamp A, Prietz R, Flessa H (2020) Stocks of organic carbon in German agricultural soils—Key results of the first comprehensive inventory. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 183:665–681. DOI: 10.1002/jpln.202000113.
- Puech, T, Stark F (2023) Diversification of an integrated crop-livestock system: Agroecological and food production assessment at farm scale. *Agriculture Ecosystems and Environment* 344:108300. DOI: 10.1016/j.agee.2022.108300.
- Reimer M, Hartmann T E, Oelofse M, Magid J, Bünemann E K, Möller K (2020) Reliance on Biological Nitrogen Fixation Depletes Soil Phosphorus and Potassium Reserves. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 118:273–291. DOI: 10.1007/s10705-020-10101-w.
- Reimer, M., Oelofse, M., Müller-Stöver, D., Möller K, Bünemann E K, Bianchi S, Vetemaa A, Drexler D , Trugly, B, Raskin B, Blogg H, Rasmussen A, Verastro V, Magid J (2023a) Sustainable growth of organic farming in the EU requires a rethink of nutrient supply. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* DOI: 10.1007/s10705-023-10297-7.
- Reimer M, Kopp C, Hartmann T, Zimmermann H, Ruser R, Schulz R, Müller T, Möller K (2023b) Assessing long term effects of compost fertilization on soil fertility and nitrogen mineralization rate. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 2023:1–17. DOI: 10.1002/jpln.202200270.
- Sanders J, Heß J (Hrsg) (2019) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. Thünen-Report 65. 2. Auflage, Braunschweig. DOI:10.3220/REP1576488624000.
- Schmidt H (2003). Viehloser Ackerbau im ökologischen Landbau. Evaluierung des derzeitigen Erkenntnisstandes anhand von Betriebsbeispielen und Expertenbefragungen. <http://www.orgprints.org/5020>.
- Schulz F, Brock C, Schmidt H, Franz, K-P, Leithold, F (2014) Development of soil organic matter stocks under different farm types and tillage systems in the Organic Arable Farming Experiment Gladbacherhof. *Archives of Agronomy and Soil Science* 60(3):313–326. DOI: 10.1080/03650340.2013.794935
- Schwab G., Reents H-J, Stockmann F, Miller H (2023) Pflanzenbauliche Aspekte der Biogasproduktion im ökologischen Landbau. in: *Biogas Forum Bayern Nr. I – 18/2023* (3. Auflage), Hrsg. ALB Bayern e.V., Stand [01.01.2023].
- Seufert V, Ramankutty N, Foley J A (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485:229–232. DOI: 10.1038/nature11069.
- Sirvastav, A L (2020) Chemical fertilizers and pesticides: role in groundwater contamination. Kapitel 6 in: Prasad M N V (Hrsg.) *Agrochemicals Detection, Treatment and Remediation: Pesticides and Chemical Fertilizers*. DOI: 10.1016/C2018-0-02947-3.
- Smit H P J, Reinsch T, Kluß C, Loges R, Taube F (2021) Very Low Nitrogen Leaching in Grazed Ley-Arable-Systems in Northwest Europe. *Agronomy* 11(11): 2155. DOI: 10.3390/agronomy11112155.
- Stinner W, Möller K, Leithold G (2008) Effects of biogas digestion of clover/grass-leys, cover crops and crop residues on nitrogen cycle and crop yield in organic stockless farming systems. *European Journal of Agronomy* 29:125–134. DOI: 10.1016/j.eja.2008.04.006.
- Sundrum A (2022) *Gemeinwohlorientierte Erzeugung von Lebensmitteln. Impulse für eine zukunftsfähige Agrar- und Ernährungswirtschaft*. Springer. DOI: 10.1007/978-3-662-65155-1.
- Thomsen I K, Pedersen L, Jørgensen J R (2008) Yield and flour quality of spring wheat as affected by soil tillage and animal manure. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 88(12): 2117–2124. DOI: 10.1002/jsfa.3322.
- Umweltbundesamt (2023) Berechnung der Treibhausgasemissionsdaten für das Jahr 2022 gemäß Bundesklimaschutzgesetz. Begleitender Bericht. Kurzfassung vom 15. März 2023. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/dokumente/vjs\\_2022\\_-\\_begleitbericht\\_final\\_kurzfassung.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/dokumente/vjs_2022_-_begleitbericht_final_kurzfassung.pdf).
- Van Bruggen A H C, Finckh, M R (2016) Plant diseases and management approaches in organic farming systems. *Annual Review of Phytopathology* 54:25–54. DOI: 10.1146/annurev-phyto-080615-100123.
- Verordnung (EU) 2018/848 des Europäischen Parlaments und Rates vom 30. Mai 2018 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32018R0848>.
- Wilbois K P, Schmidt J E (2019) Reframing the Debate Surrounding the Yield Gap between Organic and Conventional Farming. *Agronomy* 9(2):82. DOI:10.3390/agronomy9020082.
- Willett W, Rockström J, Loken B, Sprigmann M, Lang T, Vermeulen S, Garnett T, Tilman D, DeClerck F, Wood A, Jonell M, Clark M, Gordon L J, Franco J, Hawkes C, Zurayk R, Rivera J A, De Vries W, Sibanda L M, Afshin A, Chudhary A, Herrero M, Agustina R, Bra-ca F, Lartey A, Fan S, Crona B, Fox E, Bignet V, Troell M, Lindahl T, Singh S, Cornell S E, Reddy K S, Narain S, Nishtar S, Murray C J L (2019) Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet* 393:447–492. DOI: 10.1016/S0140-6736(18)31788-4.
- Xiong M, Sun R, Chen L (2019) A global comparison of soil erosion associated with land use and climate type. *Geoderma* 343:31–39. DOI: 10.1016/j.geoderma.2019.02.013.
- Zani C F, Lopez-Capel E, Abbott G D, Taylor J A, Cooper J M (2021) Effects of integrating grass-clover leys with livestock into arable crop rotations on soil carbon stocks and particulate and mineral-associated soil organic matter fractions in conventional and organic systems. *Soil Use and Management* 38(1):448–465. DOI: 10.1111/sum.12754.
- Zikeli S, Deil, L, Möller K (2017) The challenge of imbalanced nutrient flows in organic farming systems: A study of organic greenhouses in Southern Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 244:1–13. DOI: 10.1016/j.agee.2017.04.017.
- Zukunftskommission Landwirtschaft (2021) *Zukunft Landwirtschaft. Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe. Empfehlungen der Zukunftskommission Landwirtschaft*. <http://www.bmel.de/goto?id=89464>.



**Prof. Dr. Thorsten Haase**  
 Professur Ökologische Pflanzen-  
 produktionssysteme an der Hochschule  
 Weihenstephan-Triesdorf.

thorsten.haase@hswt.de