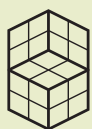


Weihenstephaner Schriften
Ökologischer Landbau und Pflanzenbausysteme

Band 16

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Harald Schmid,
Lucie Chmelikova, Gerold Rahmann,
Hans Marten Paulsen, Ulrich Köpke

Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus



Verlag Dr. Köster
Berlin



Technische Universität München

Weihenstephaner Schriften
Ökologischer Landbau und Pflanzenbausysteme

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Harald Schmid,
Lucie Chmelikova, Gerold Rahmann,
Hans Marten Paulsen, Ulrich Köpke

Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus



Verlag Dr. Köster
Berlin



Technische Universität München

Weihenstephaner Schriften
Ökologischer Landbau und Pflanzenbausysteme

Herausgeber: Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen

Bd. 16

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.dnb.de> abrufbar.

1. Auflage Januar 2023

Verlag Dr. Köster
IHZ
Friedrichstr. 95
10117 Berlin

Tel.: 030 76403224
info@verlag-koester.de

www.verlag-koester.de

ISBN 978-3-96831-035-0

Weihenstephaner Schriften

Ökologischer Landbau und Pflanzenbausysteme

Band 16

Kurt-Jürgen Hülsbergen, Harald Schmid, Lucie Chmelikova, Gerold Rahmann,
Hans Marten Paulsen, Ulrich Köpke

Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus

Autoren der Studie

Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen, Dipl.-Ing. Harald Schmid, Dr. Lucie Chmelikova
Technische Universität München, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und
Pflanzenbausysteme, Liesel-Beckmann-Straße 2, 85356 Freising

Prof. Dr. Gerold Rahmann, Dr. Hans Marten Paulsen
Thünen-Institut, Institut für Ökologischen Landbau, Trenthorst 32, 23847 Westerau

Prof. Dr. Ulrich Köpke
Ehemaliger Direktor des Instituts für Organischen Landbau, Rheinische Friedrich-Wilhelms-
Universität Bonn, Birkenweg 13, 53639 Königswinter

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung der Studie	5
1. Einführung	8
2. Gegenstand und Ziel der Studie	10
3. Grundlagen und Prinzipien des ökologischen Landbaus	11
3.1. Gesetzliche Regelungen und Grundprinzipien	11
3.2. Betriebsstrukturen und Fruchtfolgen	12
3.3. Produktions- und Landnutzungsintensität im ökologischen Landbau	13
3.3.1. Ergebnisse aus dem Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe	13
3.3.2. Fazit und Schlussfolgerungen zu Betriebsstrukturen und zur Bewirtschaftungsintensität	15
3.4. Erträge und Leistungen ökologischer und konventioneller Pflanzenbausysteme	16
3.4.1. Ergebnisse aus dem Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe	16
3.4.2. Ergebnisse aus Dauerfeldexperimenten	17
3.4.3. Fazit und Schlussfolgerungen zu den Ertragsleistungen	19
4. Stickstoffkreislauf, Stickstoffbilanz und Stickstoffemissionen	21
4.1. Problemstellung – ökologische Relevanz und Handlungsbedarf	21
4.2. Stickstoffbilanzen im ökologischen und konventionellen Pflanzenbau	22
4.2.1. Methodische Grundlagen	22
4.2.2. Ergebnisse aus dem Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe	24
4.2.3. Ergebnisse eines literaturbasierten Systemvergleichs zur Stickstoffeffizienz im Pflanzenbau	26
4.2.4. Diskussion, Bewertung und Schlussfolgerungen zu Stickstoffbilanzen	28
5. Energiebilanz und Energieeffizienz	30
5.1. Problemstellung – ökologische Relevanz und Handlungsbedarf	30
5.2. Energiebilanzen im ökologischen und konventionellen Pflanzenbau	31
5.2.1. Methodische Grundlagen	31
5.2.2. Ergebnisse im Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe	34
5.2.3. Ergebnisse des literaturbasierten Systemvergleichs zur Energieeffizienz im Pflanzenbau	40
5.2.4. Diskussion, Bewertung und Schlussfolgerungen zu Energiebilanzen	41
6. Humusbilanz und Bodenkohlenstoffbindung	43
6.1. Problemstellung – ökologische Relevanz und Handlungsbedarf	43
6.2. Humusbilanzen im ökologischen und konventionellen Pflanzenbau	44
6.2.1. Methodische Grundlagen	44

6.2.2.	Ergebnisse im Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe	45
6.2.3.	Diskussion, Bewertung und Schlussfolgerungen zu Humusbilanzen	47
7.	Treibhausgasbilanz und Klimawirkungen	49
7.1.	Problemstellung – ökologische Relevanz und Handlungsbedarf	49
7.2.	Treibhausgasbilanzen im ökologischen und konventionellen Landbau	51
7.2.1.	Treibhausgasbilanzen im Pflanzenbau	51
7.2.2.	Treibhausgasbilanzen in der Milchviehhaltung	55
7.2.3.	Diskussion, Bewertung und Schlussfolgerungen zu Treibhausgasbilanzen	59
8.	Gesamtübersicht von Umwelt- und Klimawirkungen	63
8.1.	Ergebnisse eines literaturbasierten Systemvergleichs	63
8.2.	Diskussion der Ergebnisse	65
9.	Ökonomische Bewertung von Umwelt- und Klimaschutzleistungen	67
9.1.	Gesellschaftliche Kosten von Umweltbelastungen	67
9.2.	Ökonomische Bewertung der Umwelt- und Klimawirkungen	69
9.3.	Diskussion des methodischen Ansatzes und der Ergebnisse	72
9.4.	Ausblick: Herausforderung einer klimaneutralen Agrarproduktion	76
9.5.	Schlussfolgerungen und Empfehlungen an die Agrar-Umweltpolitik	79
Literatur	83
Anlagen	95

Kurzfassung der Studie

Problemstellung

Der ökologische Landbau gilt als ressourcenschonende, umweltverträgliche und nachhaltige Wirtschaftsform. Von der Bundesregierung wird ein Flächenanteil des ökologischen Landbaus von 30 % bis zum Jahr 2030 angestrebt. Dieses Ziel ist nur erreichbar, wenn die Nachfrage nach Biolebensmitteln kräftig steigt. Aufgrund hoher Energiepreise und unsicherer wirtschaftlicher Entwicklung sank jedoch der Umsatz im Biofachhandel seit März 2022. Dadurch sind neben dem 30 %-Ziel auch wichtige Umwelt- und Klimaschutzziele gefährdet.

Langzeitstudie zu Umwelt- und Klimaschutzwirkungen

In der vorliegenden Studie werden Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau analysiert. Die Studie basiert auf Untersuchungsergebnissen im deutschlandweiten Netzwerk von Pilotbetrieben¹, Ergebnissen aus Dauerfeldexperimenten und einer literaturbasierten Metaanalyse. Aufgrund der hohen Umweltrelevanz werden der Stickstoffkreislauf und die Stickstoffemissionen, die Energiebilanz und Energieeffizienz, die Humusbilanz und Bodenkohlenstoffbindung sowie die Treibhausgasbilanz und Klimawirkungen untersucht. Die Treibhausgas- und Stickstoffemissionen werden mit mittleren Umweltkosten bewertet und eine Kostendifferenz zum konventionellen Landbau berechnet. Auf dieser Datenbasis wird eingeschätzt, in welchem Umfang Umweltkosten durch ökologischen Landbau eingespart werden können.

Untersuchungsergebnisse

Betriebsstrukturen und Bewirtschaftungsintensität

Der Systemvergleich von Betrieben des ökologischen und konventionellen Landbaus zeigt deutliche Unterschiede in der Betriebsstruktur und der Bewirtschaftungsintensität:

- Betriebe des ökologischen Landbaus haben artenreiche Fruchtfolgen.
- in Betrieben des ökologischen Landbaus ist die Tierhaltung flächengebunden.
- Betriebe des ökologischen Landbaus sind überwiegend Low-Input-Systeme (kein Einsatz chemisch-synthetischer Dünger und Pflanzenschutzmittel, geringer Einsatz fossiler Energie).
- Betriebe des ökologischen Landbaus weisen im Ackerbau eine geringe bis mittlere Landnutzungsintensität auf (weniger Arbeitsgänge, geringere Überrollhäufigkeit, extensivere Verfahren).

Aus diesen systembedingten Unterschieden ergeben sich spezifische Umwelt- und Klimawirkungen.

Erträge im Pflanzenbau

Die Erträge sind im ökologischen Pflanzenbau niedriger als im konventionellen Pflanzenbau, wobei die Ertragsdifferenzen je nach Standort, Fruchtart und Management variieren. Dauerfeldexperimente und Ertragsanalysen in Pilotbetrieben zeigen, dass bei optimaler Nährstoffversorgung in ökologischen Fruchtfolgen hohe und stabile Energieerträge erzielt werden, die das mittlere Ertragsniveau konventioneller Fruchtfolgen erreichen können. Dennoch müssen im ökologischen Landbau weitere

¹ Im Forschungsprojekt „Netzwerk von Pilotbetrieben“ wurden von 2009 bis 2021 die Umwelt- und Klimawirkungen in 40 ökologischen und 40 konventionellen Betrieben in verschiedenen Agrarregionen Deutschlands untersucht (Thünen-Report 8, 29 und 92).

Ertragssteigerungen durch die Züchtung leistungsfähiger und resistenter Sorten, verbesserte Anbauverfahren, technische Innovationen, optimierte Nährstoffversorgung und Nährstoffrecycling sowie die Gesunderhaltung der Kulturpflanzen durch neue biologische Wirkstoffe zur Regulierung von Pflanzenkrankheiten erzielt werden. Ertragssteigerungen sind im ökologischen Landbau von strategischer Bedeutung, weil hiervon die Wettbewerbsfähigkeit, das Aufkommen an Biolebensmitteln sowie die produktbezogenen Umweltwirkungen (z.B. produktbezogene Treibhausgasemissionen) abhängen.

Umwelt- und Klimawirkungen

Die weitere Ausdehnung des ökologischen Landbaus trägt zur Lösung drängender Umweltprobleme und zur Verminderung von Kosten für die Gesellschaft wie folgt bei:

- **Nachhaltige Gestaltung der Stickstoffkreisläufe.** Reduzierung des Stickstoffeinsatzes um etwa 100 kg je Hektar und Jahr sowie der Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft² auf unter 20 kg je Hektar und Jahr³, dadurch geringere Stickstoffemissionen (Ammoniak, Lachgas, Nitrat) in die Umwelt (Gewässer, Atmosphäre, Ökosysteme), positive Wirkungen auf Biodiversität und Trinkwasser, Kosteneinsparung für die Trinkwasseraufbereitung.
- **Einsparung fossiler Energie und Erhöhung der Energieeffizienz.** Halbierung des Energieeinsatzes von 14 auf 7 Gigajoule je Hektar und Jahr⁴ durch den Verzicht auf Mineraldüngerstickstoff und chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel, dadurch geringere CO₂-Emissionen. Verringerung der Abhängigkeit der deutschen Landwirtschaft vom Einsatz fossiler Energie.
- **Humusaufbau und Bodenkohlenstoffbindung.** Humus- und Kohlenstoffanreicherung in Ackerböden durch vielfältige Fruchtfolgen mit Klee gras und organische Düngung (im Mittel 260 kg Kohlenstoff je Hektar und Jahr)⁵. Positive Wirkungen des Humusaufbaus auf das Bodengefüge, das Bodenleben und die Ertragsstabilität. Wichtige Anpassungsstrategie im Klimawandel (klima-resilienter Pflanzenbau).
- **Klimaschutz und Verminderung von Treibhausgasemissionen.** Halbierung der flächenbezogenen Treibhausgasemissionen im ökologischen Pflanzenbau (Minderung der Treibhausgasemissionen um 1750 kg CO_{2eq} je Hektar und Jahr)⁶, Potenzial zur Treibhausgasreduzierung auch in der ökologischen Milchviehhaltung durch Grundfutter orientierte Fütterung, Verzicht auf Sojaeinsatz (keine Emissionen durch Landnutzungsänderungen) und nachhaltige Grünlandnutzung.
- **Förderung der Biodiversität.** Positive Effekte durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Herbizide, Fungizide, Insektizide, Wachstumsregler. Artenreiche Fruchtfolgen fördern die Biodiversität. Geringere Regelungs- und Eingriffsintensität – weniger und schonendere Arbeitsgänge, bedeuten weniger Störungen des Ökosystems. Zu berücksichtigen ist, dass die Landschaftsstruktur

² Die Stickstoffüberschüsse betragen derzeit etwa 80 kg je Hektar im Mittel der Bundesrepublik Deutschland (UBA 2022). Je höher die Stickstoffüberschüsse, umso größer ist die Gefahr von Stickstoffverlusten in die Umwelt.

³ Ergebnisse aus den Pilotbetrieben.

⁴ Ergebnisse aus den Pilotbetrieben. Der Einsatz fossiler Energie wird in Gigajoule (GJ) angegeben. 1 GJ entspricht etwa 25 Liter Dieselkraftstoff.

⁵ Ergebnisse aus den ökologischen Pilotbetrieben mit Milchviehhaltung. In den konventionellen Pilotbetrieben waren die Humusbilanzen im Mittel negativ (Verlust von Bodenkohlenstoff).

⁶ Ergebnisse aus den Pilotbetrieben. Angaben in kg CO₂-Äquivalenten.

einen erheblichen Einfluss auf die Artenvielfalt insbesondere bei der Fauna hat und diese die Effekte der Landnutzung stark überlagern können.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen an die Agrar-Umweltpolitik

Der ökologische Landbau trägt zur Lösung von Umweltproblemen bei, z.B. zur Reduzierung von umwelt- und klimarelevanten Stickstoffemissionen. Die Unabhängigkeit von Mineraldüngerstickstoff macht den ökologischen Landbau auf die Fläche bezogen energieeffizienter und klimaschonender. Daher sollten weitere agrar- und umweltpolitische Maßnahmen ergriffen werden, um die ambitionierten Ziele – 30 % Anteil des ökologischen Landbaus bis 2030 – zu erreichen.

Je schneller die Umstellung auf ökologischen Landbau erfolgt und je größer die ökologische Anbaufläche ist, umso größer ist die Umweltentlastung und Einsparung von Umweltkosten für die Gesellschaft. Auf der Grundlage von Stickstoff- und Treibhausgasbilanzen der Pilotbetriebe und mittleren Umweltkosten für Stickstoff- und Treibhausgasemissionen (UBA 2022a) betragen die Kosteneinsparungen durch ökologischen Landbau 750 bis 800 € pro Hektar. Bei einer Anbaufläche des ökologischen Landbaus von 1,8 Mio ha (2021) entspricht das Kosteneinsparungen von 1,5 Mrd. €, bei 30 % Flächenanteil (Ziel 2030) Kosteneinsparungen von 4 Mrd. € in Deutschland⁷.

In der derzeitigen wirtschaftlichen Situation ist es zunächst wichtig, die vorhandene Anbaufläche des ökologischen Landbaus zu erhalten und den Absatz von Bioprodukten zu stärken und zu stabilisieren. Nach der Konsolidierung sollte die Anbaufläche des ökologischen Landbaus zügig weiter ausgebaut und das 30 %-Ziel umgesetzt werden. Hierzu ist eine stärkere Förderung des ökologischen Landbaus in der gesamten Wertschöpfungskette erforderlich – von der Erzeugung der Nahrungsmittel und Rohstoffe in den Landwirtschaftsbetrieben über die Verarbeitung und den Handel bis zu den Konsumenten. Für die weltweite Ernährungssicherheit und Verringerung der Umweltlasten ist es dabei zielführend, gleichzeitig auf veränderte Konsummuster mit weniger tierische Produkten hinzuwirken.

Die Umwelt- und Klimaschutzleistungen des ökologischen Landbaus können noch weiter verbessert und optimiert werden – durch Forschung und Innovationen, Umwelt- und Klimaschutzmanagement in den Wertschöpfungsketten, konsequente Umsetzung der Prinzipien des ökologischen Landbaus. Um diese Potenziale zu nutzen, sind stärkere Investitionen in Forschung und Entwicklung des ökologischen Landbaus dringend erforderlich.

⁷ Die Abschätzung der Umweltkosten für Stickstoff- und Treibhausgasemissionen kann nur die mögliche Größenordnung der Effekte aufzeigen aufgrund der Ungenauigkeit der Methode. Weitere Untersuchungen zu dieser Fragestellung sind notwendig (vgl. Kapitel 9.).

1. Einführung

Der ökologische Landbau gilt als ressourcenschonende, umweltverträgliche und nachhaltige Wirtschaftsform (Sanders & Heß 2019, BMEL 2022a). Bis zum Jahr 2030 wird von der Bundesregierung ein Anteil des ökologischen Landbaus von 30 % an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (BMEL 2022b), in der EU ein Anteil von 25 % angestrebt. Um das 30 %-Ziel in Deutschland bis 2030 zu erreichen, sind enorme Anstrengungen erforderlich; im Jahr 2020 betrug der Anteil 10,3 % (1,7 Mio ha). Würde sich der langjährige Trend der Entwicklung der Anbaufläche des ökologischen Landbaus in Deutschland fortsetzen, würde das 30 %-Ziel bis 2030 verfehlt werden. Allerdings stieg in den Jahren 2015 bis 2020 die mit ökologischem Landbau genutzte Fläche überdurchschnittlich stark an (Abb. 1).

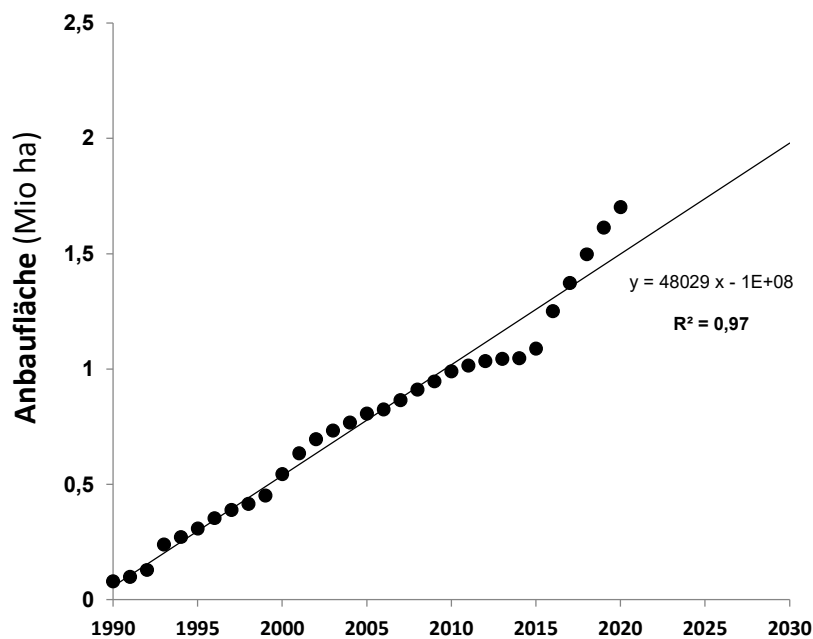


Abbildung 1: Entwicklung der Anbaufläche des ökologischen Landbaus in Deutschland.
Anbaufläche 2020: 1.702.240 ha (10,3 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche)

Ein schnelleres Wachstum der Anbaufläche des ökologischen Landbaus zur Erreichung der o.g. Ziele setzt die verstärkte Umstellung landwirtschaftlicher Betriebe und Wertschöpfungsketten (Lebensmittelverarbeitung, Handel) sowie eine entsprechend steigende Nachfrage nach Biolebensmitteln voraus. In den letzten Jahren stieg die Bereitschaft der Verbraucher, Biolebensmittel zu kaufen, kontinuierlich an (BLE 2022c). Der Anteil von Biolebensmitteln am Lebensmittelumsatz in Deutschland ist derzeit geringer als 10 % (Statista 2022) und damit niedriger als in anderen europäischen Ländern (wie z.B. Schweiz, Österreich, Skandinavien) und unter den Zielsetzungen der Politik.

Aufgrund der angespannten wirtschaftlichen Situation, extrem hoher Energiepreise und unsicherer wirtschaftlicher Entwicklung stagniert derzeit der Absatz von Biolebensmitteln. Zahlen der Gesellschaft für Konsumforschung zeigen, dass der Umsatz im Biofachhandel seit März 2022 zurückging, während der Absatz von Bioprodukten in Discountern weiter zugenommen hat (GfK 2022).

Bei Biolebensmitteln sind neben der regionalen Herkunft (BMEL 2022b) ökologische Leistungen wie die Förderung der Biodiversität und der Klimaschutz wichtige Kaufargumente (Magnusson et al. 2001, Lea & Worsley 2005, Padel & Foster 2005, Michaelidou & Hassan 2010, Kushwah et al. 2019). In der ökologischen Lebensmittelbranche wird zunehmend mit umwelt- und klimafreundlichen Produkten geworben, z.B. das Märkische Landbrot (2021) mit „Emissionsneutralität auf Basis eines „Product Carbon Footprint“. Die Andechser Molkerei wurde mit dem Projekt „KlimaBauer“ mit dem Deutschen Umweltmanagementpreis 2021 ausgezeichnet.

Zu den Umweltwirkungen des ökologischen Landbaus im Vergleich zu konventionellen Systemen liegen wissenschaftliche Untersuchungen vor, teilweise auch Metastudien, die zu generalisierenden Bewertungen gelangen (Seufert & Ramankutty 2017). In einer aktuellen Studie (Sanders & Heß 2019) zeigen sich Vorteile des ökologischen Landbaus in den Umweltbereichen Bodenschutz und Gewässerschutz, Klimaschutz und Klimaanpassung, Biodiversität, Ressourceneffizienz.

Bei Systemvergleichen besteht die Schwierigkeit, dass es sehr unterschiedliche Bewirtschaftungsformen des ökologischen und konventionellen Landbaus gibt. Zum Teil sind die Übergänge zwischen ökologischem und konventionellem Landbau fließend, und die Systeme verändern sich, z.B. durch technische Innovationen wie die Digitalisierung, durch Markteinflüsse, auch als Anpassung an veränderte klimatische Bedingungen. Dies erschwert Systemvergleiche und ist eine Ursache für zum Teil widersprüchliche Ergebnisse der Studien und kontroverse Einschätzungen der Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen und konventionellen Landbaus. Die Variabilität der Umweltleistungen ökologischer und konventioneller Systeme in Abhängigkeit von Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen wurde bisher bei Systemvergleichen nur wenig berücksichtigt.

In der Diskussion um den weiteren Ausbau des ökologischen Landbaus spielen die Erträge eine wichtige Rolle. Angesichts der weltweiten Krise der Lebensmittelversorgung wird ein weiterer Ausbau des ökologischen Landbaus auch kritisch gesehen, da bei zurückgehenden Erträgen mehr Anbaufläche benötigt werden würde, die weltweit nicht zur Verfügung steht oder deren Erschließung hohe ökologische Kosten, z.B. durch Landnutzungsänderungen, nach sich ziehen könnte (vgl. Mueller et al. 2017). Systemvergleiche von Umwelt- und Klimawirkungen sollten daher auch die Erträge einbeziehen, auch durch die Darstellung von produktbezogenen Umweltwirkungen.

Nachhaltige Ernährungsszenarien enthalten weniger tierische Produkte, daher muss versucht werden, mit dem Ausbau nachhaltiger Landnutzungssysteme einschließlich des ökologischen Landbaus auch Konsummuster entsprechend zu beeinflussen (Willet et al. 2019, BMEL 2022, acatech 2023).

2. Gegenstand und Ziel der Studie

In der vorliegenden Studie werden Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus analysiert und im Vergleich zu konventionellen Systemen bewertet. Den Ausgangspunkt bildet eine Darstellung von Grundlagen und Prinzipien des ökologischen Landbaus im Vergleich zu konventionellen Systemen.

Im Unterschied zu bisherigen Untersuchungen werden nachfolgend nicht nur einzelne Umwelt- und Klimawirkungen anhand von Indikatoren quantifiziert und verglichen, sondern Zusammenhänge zwischen der Struktur (Anbaustruktur, Fruchtfolge, Tierbesatz), der Bewirtschaftungsintensität (Stickstoff- und Energieinput) und den Umweltwirkungen analysiert.

Aufgrund der besonderen Umweltrelevanz werden folgende Schwerpunktthemen bearbeitet:

- Stickstoffkreislauf, Stickstoffbilanz und Stickstoffemissionen
- Energiebilanz und Energieeffizienz
- Humusbilanz und Bodenkohlenstoffbindung
- Treibhausgasbilanz und Klimawirkungen.

Ergänzend wird eine Gesamtübersicht von Umweltwirkungen des ökologischen Landbaus für alle relevanten Umweltbereiche (z.B. auch Bodenschutz und Biodiversität) gegeben.

Es erfolgt eine ökonomische Bewertung der Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau. Hierzu werden beispielhaft die in dieser Studie ermittelten Treibhausgas- und Stickstoffemissionen mit mittleren, vom Umweltbundesamt veröffentlichten Umweltkosten bewertet und eine Kostendifferenz des ökologischen und konventionellen Landbaus berechnet. Auf dieser Datenbasis wird eingeschätzt, in welchem Umfang Umweltkosten durch die Umstellung auf ökologischen Landbau eingespart werden können.

Aufbauend auf den Ergebnissen der Studie werden Schlussfolgerungen zur Weiterentwicklung und Empfehlungen zur Förderung des ökologischen Landbaus gezogen.

Die Studie basiert auf Ergebnissen langjähriger Untersuchungen im deutschlandweiten Netzwerk von Pilotbetrieben⁸ (Hülsbergen et al. 2022a), Forschungsarbeiten in Dauerfeldexperimenten⁹ (Hülsbergen et al. 2022a) sowie Auswertungen der internationalen Literatur¹⁰ (Chmelikova & Hülsbergen 2019).

Die methodischen Grundlagen der Studie sind in den Kapiteln zu den Umwelt- und Klimawirkungen (4. bis 7.) sowie in den Anlagen beschrieben.

Die Studie bezieht sich auf die Bedingungen in Deutschland, berücksichtigt aber auch Ergebnisse, die unter ähnlichen Boden- und Klimabedingungen (v.a. in Mitteleuropa) erzielt wurden.

⁸ Das Netzwerk der Pilotbetriebe umfasst ökologische und konventionelle Betriebe in verschiedenen Agrarregionen Deutschlands, die im Zeitraum 2009 bis 2021 untersucht wurden. Informationen zu methodischen Grundlagen der Untersuchungen in den Pilotbetrieben werden im Anhang gegeben.

⁹ Es werden Ergebnisse aus Dauerfeldexperimenten der Technischen Universität München dargestellt. Nähere Informationen zu Versuchsfragen und zur Versuchsdurchführung werden im Anhang gegeben.

¹⁰ Es wurde eine umfassende Analyse der internationalen Literatur zum Vergleich der gesellschaftlichen Leistungen, vor allem der Umwelt- und Klimawirkungen, des ökologischen und konventionellen Landbaus durchgeführt. Die Ergebnisse wurden im Thünen Report 65 publiziert.

3. Grundlagen und Prinzipien des ökologischen Landbaus

3.1. Gesetzliche Regelungen und Grundprinzipien

Die Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus ergeben sich aus verbindlichen, in EU-Verordnungen festgelegten Regelungen, u.a. dem Verbot des Einsatzes chemisch-synthetischer Dünge- und Pflanzenschutzmittel sowie den Grundprinzipien des ökologischen Landbaus. Die IFOAM gibt auf internationaler Ebene Normen und Prinzipien des ökologischen Landbaus vor (IFOAM 2019). In EU-Verordnungen (u.a. Verordnung (EG) Nr. 834/2007, Verordnung (EG) Nr. 889/2008) ist definiert, wie landwirtschaftliche Produkte und Lebensmittel, die als Erzeugnisse aus ökologischem Landbau gekennzeichnet sind, hergestellt werden. Die deutschen Anbauverbände haben noch strengere Regeln in den Anbaurichtlinien festgelegt (z.B. Bioland 2020, Naturland 2021, Demeter 2021).

Aufgrund dieser Regelungen sind die Stoff- und Energieinputs im ökologischen Landbau begrenzt. In Deutschland sind ökologische Betriebe überwiegend Low-Input-Systeme, konventionelle Betriebe überwiegend High-Input-Systeme (Tab. 1), wobei es jedoch erhebliche Unterschiede je nach Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen auch innerhalb des ökologischen und konventionellen Landbaus gibt (Hülsbergen & Rahmann 2013, Lin et al. 2016, 2017a).

Im ökologischen Landbau wird auf den Einsatz von Mineraldüngerstickstoff verzichtet. Den Böden werden Nährstoffe überwiegend in organischer Bindung zugeführt, um die Humus- und Nährstoffvorräte, die Bodenfruchtbarkeit zu erhöhen und die Kulturpflanzen über die durch biologische Aktivität freigesetzten Nährstoffe zu ernähren.

Tabelle 1: Vergleich systemtypischer Merkmale des ökologischen und konventionellen Landbaus

	ökologischer Landbau	konventioneller Landbau
Betriebsmitteleinsatz	<ul style="list-style-type: none"> – kein Einsatz von Mineraldüngerstickstoff – kein Einsatz von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln – begrenzter Futterzukauf – Low-Input-Systeme 	<ul style="list-style-type: none"> – Einsatz von Mineraldüngerstickstoff – Einsatz von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln – unbegrenzter Futterzukauf – High-Input-Systeme
Betriebsstrukturen	<ul style="list-style-type: none"> – vielseitige Betriebssysteme – begrenzter Tierbesatz – hohe Fruchtartendiversität – Leguminosen basierte Fruchtfolgen 	<ul style="list-style-type: none"> – spezialisierte Betriebssysteme – unbegrenzter Tierbesatz – geringe Fruchtartendiversität – kaum Leguminosenanbau
Systemleistungen	<ul style="list-style-type: none"> – betriebliche Stoffkreisläufe – Bodenfruchtbarkeit als Grundlage der Ertragsbildung – Nutzung von Selbstregulationsmechanismen, biologischer Pflanzenschutz – mittlere Erträge und Produktionsleistungen 	<ul style="list-style-type: none"> – intensive Stoff- und Energieflüsse – Mineraldünger und chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel als Grundlage der Ertragsbildung – überwiegend Fremdregulation, chemischer Pflanzenschutz – hohe Erträge und Produktionsleistungen

3.2. Betriebsstrukturen und Fruchtfolgen

Ergebnisse aus dem deutschlandweiten Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe

Im deutschlandweiten Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe (Abb. A. 1, Tab. A. 2) wurde untersucht, inwieweit die in Tab. 1 dargestellten systemtypischen Strukturen tatsächlich in den Landwirtschaftsbetrieben vorzufinden sind. Die Pilotbetriebe umfassen ökologische und konventionelle Marktfrucht- und Milchviehbetriebe¹¹ (Tab. 2). Um ein breites Spektrum an Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen zu erfassen, wurden vier Projektregionen¹² gebildet (vgl. Abb. A. 1):

- Region Süd: Tertiärhügelland Bayerns und Allgäu
- Region West: Niederrheinische Bucht und Grünland dominierte Mittelgebirgsstandorte
- Region Nord: Diluvialstandorte der Nord- und Ostsee-Küstenregionen
- Region Ost: Lößstandorte des mitteldeutschen Trockengebiets, Diluvialstandorte der Altmark und des Spreewalds.

Tabelle 2: Struktur ökologischer und konventioneller Betriebe. Netzwerk der Pilotbetriebe (Schmid et al. 2022)

Kennzahl	ME ^b	ökologische Pilotbetriebe		konventionelle Pilotbetriebe	
		Marktfrucht	Milchvieh	Marktfrucht	Milchvieh
	n	13	19	13	20
Tierbesatz	GV ha ⁻¹	0,02 (0 - 0,17)	0,87 (0,25 - 1,81)	0,00 (0 - 0)	1,48 (0,64 - 2,72)
Ackerland (AL)	% der LN	93 (73 - 100)	53 (0 - 96)	97 (81 - 100)	59 (0 - 90)
Grünland (GL)	% der LN	7 (0 - 27)	47 (4 - 100)	3 (0 - 19)	41 (10 - 100)
Getreide	% des AL	57 (36 - 76)	40 (0 - 68)	66 (44 - 95)	42 (0 - 73)
Körnerleguminosen	% des AL	11 (0 - 17)	6 (0 - 17)	0 (0 - 0)	1 (0 - 8)
Hackfrüchte und Mais	% des AL	10 (0 - 32)	9 (0 - 24)	13 (0 - 47)	37 (11 - 100)
Klee gras, Luzerne, Ackergras ^a	% des AL	19 (6 - 28)	39 (17 - 62)	2 (0 - 16)	11 (0 - 46)
Untersaaten	% des AL	7 (0 - 24)	8 (0 - 34)	0 (0 - 0)	0 (0 - 9)
Zwischenfrüchte	% des AL	18 (0 - 38)	13 (0 - 39)	11 (0 - 42)	14 (0 - 59)
Fruchtartendiversität	Index	2,36 (1,78 - 3,01)	2,08 (1,01 - 3,20)	1,56 (0,86 - 2,51)	1,57 (0,84 - 2,19)

^a überwiegend Klee gras und andere Futterleguminosen-Gras-Gemenge (Luzerne, Luzerne-Klee gras) sowie Ackergras

^b AL = Ackerland, LN = Landwirtschaftliche Nutzfläche

¹¹ Bei den „Milchviehbetrieben“ handelt es sich zum Teil um spezialisierte Milchviehbetriebe (z.B. in Grünlandregionen wie dem Allgäu), überwiegend aber um Gemischtbetriebe mit Milchviehhaltung.

¹² Die Auswahlkriterien der Pilotbetriebe sind in Tab. A. 2 dargestellt.

In jeder der vier Projektregionen wurden 10 ökologische Betriebe und 10 benachbarte konventionelle Betriebe ausgewählt, die jeweils Betriebspaare bilden.

Der mittlere Tierbesatz konventioneller Milchviehbetriebe ist mit 1,48 GV ha⁻¹ (max. 2,72 GV ha⁻¹) höher als der in ökologischen Milchviehbetrieben mit 0,87 GV ha⁻¹ (max. 1,81 GV ha⁻¹). Nach der die EU-Öko-VO 2018/848 ist eine Flächenbindung der Tierhaltung grundsätzlich vorgeschrieben und der maximale Tierbesatz orientiert sich nach dem maximalen Nährstoffanfall von 170 kg N pro Hektar und Jahr. Theoretisch zulässig wären danach je nach Leistung und Fütterungssystem Besatzdichten von bis zu 2 GV pro ha (DLG 2014). Da mineralischer Stickstoff nicht zugeführt werden darf, wird in der Milchproduktion im ökologischen Landbau eher grundfutterbasiert gefüttert (Schulz et al. 2017) und es herrscht eher Stickstoffknappheit, die die Erträge (Schmid et al. 2022) und die möglichen Tierzahlen auf der Fläche begrenzen.

In den Pilotbetrieben übertrifft die Fruchtartendiversität (Shannon-Weaver-Index) der ökologischen Betriebe (2,36 bzw. 2,08) die der konventionellen Betriebe (1,56 bzw. 1,57). Die höhere Anbauvielfalt der ökologischen Betriebe zeigt sich in artenreichen, Leguminosen basierten Fruchtfolgen; in den konventionellen Fruchtfolgen treten hohe Anbaukonzentrationen von Getreide und Silomais auf. Große Strukturunterschiede zwischen den Betrieben bestehen beim Anteil von Grünland, Körner- und Futterleguminosen, Hackfrüchten und Mais (Tab. 2).

3.3. Produktions- und Landnutzungsintensität im ökologischen Landbau

3.3.1. Ergebnisse aus dem Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe

Die Produktions- und Landnutzungsintensität ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe zeigt Tab. 3 anhand von Indikatoren.

Gemäß den Anbaurichtlinien werden in den ökologischen Betrieben keine chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmittel eingesetzt. Die Intensität des Pflanzenschutzes der konventionellen Marktfruchtbetriebe übertrifft die der Milchviehbetriebe erheblich. Dies zeigen die Indikatoren PSM-Applikationshäufigkeit, Behandlungsindex¹³ und Anteil nicht behandelter Flächen. Auf Grünland wird weitgehend auf den PSM-Einsatz verzichtet. Ein hoher Behandlungsindex (Wachstumsregulatoren, Herbizide, Fungizide, Insektizide) wurde bei Winterweizen festgestellt.

Bei der Bodenbearbeitung werden je nach Standortbedingungen (Boden, Klima), Fruchtfolge und Betriebsform unterschiedliche Verfahren bevorzugt (Tab. 3). Ökologische Marktfruchtbetriebe können oft auf die unkrautregulierende und nährstoffmobilisierende Wirkung des Pfluges nicht verzichten. Der Flächenanteil mit pflugloser Bodenbearbeitung ist daher in den konventionellen Marktfruchtbetrieben mehr als doppelt so hoch als in den ökologischen Marktfruchtbetrieben.

In den konventionellen Pilotbetrieben wurde eine höhere Anzahl von Arbeitsgängen und höhere Überrollhäufigkeit festgestellt, aber auch bei diesen Parametern zeigen sich erhebliche betriebliche Unterschiede. Der Stickstoff- und Energieeinsatz belegt ebenfalls die unterschiedliche Landnutzungsintensität. Die Kennzahl Energieinput fasst alle Aufwendungen im Produktionsverfahren zusammen –

¹³ Als Behandlungsindex (BI) wird die Anzahl der angewandten Pflanzenschutzmittel bezogen auf die zugelassene Aufwandmenge und die Anbaufläche bezeichnet. Der Behandlungsindex dient als quantitatives Maß zur Beschreibung der Intensität der Anwendung von zugelassenen Pflanzenschutzmitteln (JKI 2021).

vom direkten Energieeinsatz (Dieselkraftstoff) bis zum Technik- und Betriebsmitteleinsatz. Die ökologischen Pilotbetriebe erreichen im Pflanzenbau nur etwa 50 % der Energieinputs der konventionellen Betriebe (siehe hierzu auch Kapitel 4.2.2).

Tabelle 3: Intensitätskennzahlen im Pflanzenbau der Pilotbetriebe

Kennzahl	ME ^h	ökologische Pilotbetriebe		konventionelle Pilotbetriebe	
		Marktfrucht	Milchvieh	Marktfrucht	Milchvieh
Pflanzenschutzintensität					
PSM-Applikationshäufigkeit ^a	Anzahl	0,00	0,00	4,39 (1,85 – 7,12)	1,37 (0 – 3,98)
Behandlungsindex, Gesamt ^b		0,00	0,00	6,55 (3,77 – 9,90)	2,05 (0 – 4,44)
Behandlungsindex, Weizen ^b		0,00	0,00	5,84 (3,29 – 8,41)	2,82 (0 – 7,43)
Unbehandelte Fläche ^c	% LN	100,0	100,0	5,6 (0 – 21)	44,5 (1 – 100)
Bearbeitungsintensität					
Pfluglose Bodenbearbeitung	% AL	25 (1 – 51)	46 (11 – 100)	57 (0 – 100)	34 (0 – 100)
Arbeitsgänge ^d	Anzahl	9,5 (6,2 – 12,2)	13,2 (7,9 – 19,4)	20,7 (12,6 – 30,5)	17,8 (12,2 – 23,7)
Überrollhäufigkeit ^e	Anzahl	8,6 (5,2 – 11,3)	10,8 (5,8 – 17,2)	12,9 (9,7 – 17,0)	14,7 (9,6 – 23,5)
Stoff- und Energieinput					
Stickstoffinput ^f	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	141 (97 - 196)	172 (101 - 273)	245 (177 - 313)	280 (204 - 335)
Energieinput ^g	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	6,8 (3,9 - 10,7)	7,4 (4,8 - 12,1)	13,3 (10,0 - 15,1)	14,7 (10,4 - 18,9)

^a Applikationshäufigkeit von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln (PSM)

^b Behandlungsindex: Anzahl eingesetzter PSM, bezogen auf die zugelassene Aufwandmenge und Anbaufläche

^c Unbehandelte Fläche: Fläche ohne Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel

^d Arbeitsgänge: Anzahl der Arbeitsgänge in einem kompletten Produktionsverfahren im Pflanzenbau (z.B. Produktionsverfahren von Winterweizen); hierzu zählen auch kombinierte Arbeitsgänge, wie z.B. Saatbettbereitung und Aussaat

^e Überrollhäufigkeit: Anzahl der Überrollungen mit Traktoren und Maschinen in einem Produktionsverfahren im Pflanzenbau

^f Gesamtzufuhr von Stickstoff im Pflanzenbau je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (vgl. Tab. 6)

^g Einsatz fossiler Energie im Pflanzenbau je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (vgl. Tab. 7)

^h AL = Ackerland, LN = Landwirtschaftliche Nutzfläche

3.3.2. Fazit und Schlussfolgerungen zu Betriebsstrukturen und zur Bewirtschaftungsintensität

Die sich aus Grundprinzipien, gesetzlichen Rahmenbedingungen und Anbau Richtlinien ergebenden Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau zeigen sich sehr deutlich in den Betriebsstrukturen und der Bewirtschaftungsintensität der Pilotbetriebe. Zugleich treten Unterschiede zwischen Marktfruchtbetrieben und Milchvieh-Gemischtbetrieben innerhalb des ökologischen und innerhalb des konventionellen Landbaus sowie eine große einzelbetriebliche Variabilität hervor, die u.a. auf unterschiedliche Standortbedingungen und Betriebsleitereinflüsse zurückzuführen sind.

In den Pilotbetrieben kann davon ausgegangen werden, dass die Strukturen und Intensitäten tatsächlich der Realität des ökologischen und konventionellen Landbaus entsprechen. Bei Feldversuchen ist dieser Sachverhalt seltener gegeben. So werden bei Systemvergleichen in Feldexperimenten häufig aus versuchstechnischen Gründen oder zur besseren Auswertbarkeit gleiche Fruchtfolgen verwendet, z.B. im DOK-Versuch in der Schweiz (Mäder et al. 2002), obwohl sich die Fruchtfolgen ökologischer und konventioneller Systeme meist grundlegend unterscheiden. Auch die in Versuchen geprüfte Bewirtschaftungsintensität und die eingesetzten Geräte entsprechen nicht immer den Bedingungen der Praxis; oft passen die Düngerqualität und Düngermenge nicht zum System.

Die Untersuchungen im Netzwerk der Pilotbetriebe sind auf den Systemvergleich ökologischer und konventioneller Marktfrucht- und Milchviehbetriebe ausgerichtet. Künftig sollten weitere Systemvergleiche, z.B. von spezialisierten Gemüsebaubetrieben oder Betrieben mit Veredlungswirtschaft, erfolgen. In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass die Betriebsstrukturen Veränderungen und zahlreichen Einflüssen (z.B. Markteinflüssen) unterliegen. So war die Entwicklung der Betriebsstrukturen in den vergangenen Jahrzehnten auch im ökologischen Landbau durch eine zunehmende Spezialisierung geprägt. Mittlerweile wirtschaften in Bayern 35 % der ökologischen Betriebe viehlos, mit steigender Tendenz (Vockinger 2013). Dadurch werden die betrieblichen Stoffkreisläufe offener (höherer Nährstoffexport mit pflanzlichen Marktprodukten).

Besondere Beachtung ist dem Anteil von Klee gras und Luzerne zu widmen, weil die mehrjährigen Futterleguminosen für die Stickstoffversorgung und Humusreproduktion entscheidend sind. Flächen-deckende, schlagbezogene Analysen in Bayern auf der Grundlage von InVeKoS-Daten (Vockinger 2013) zeigen einen mittleren Klee grasanteil in ökologischen Marktfruchtbetrieben von 10 % des Ackerlands (fast ausschließlich einjährige Nutzung), und einen Anteil von 20 % des Ackerlands in viehhaltenden Betrieben (überwiegend zweijährige Nutzung). In den Pilotbetrieben liegen diese Werte mit 19 % bzw. 39 % fast doppelt so hoch (Tab. 2), angepasst an die spezifischen Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen.

Insgesamt ist zu schlussfolgern, dass je besser und realistischer die Betriebsstrukturen und Intensitäten in Versuchen und Betriebs-Netzwerken abgebildet werden, umso verlässlicher auch die Umwelt- und Klimawirkungen der Systeme zu untersuchen und zu interpretieren sind.

3.4. Erträge und Leistungen ökologischer und konventioneller Pflanzenbausysteme

3.4.1. Ergebnisse aus dem Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe

In den Pilotbetrieben zeigen die Frischmasse-, Getreideeinheiten- und Energieerträge deutliche Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau (Tab. 4). Im Mittel der ökologischen Marktfruchtbetriebe werden je Hektar 44 %, im Mittel der Milchviehbetriebe 49 % des Weizenertrages der konventionellen Vergleichsbetriebe erzielt. Die Silomaisserträge erreichen in den ökologischen Milchviehbetrieben 69 % der Erträge der konventionellen Pilotbetriebe. Die Kleegraserträge sind sehr variabel und nutzungsabhängig. In den Marktfruchtbetrieben wird Klee gras teilweise zur Gründüngung genutzt und nicht geerntet. Die in Tab. 4 aufgeführten Erträge beziehen sich auf die geerntete, d.h. der Fläche entzogene Biomasse, nicht auf den Biomasseaufwuchs.

Tabelle 4: Erträge und Leistungen ökologischer und konventioneller Betriebe. Netzwerk der Pilotbetriebe (Schmid et al 2022)

Kennzahl	ME	ökologische Pilotbetriebe		konventionelle Pilotbetriebe	
		Marktfrucht	Milchvieh	Marktfrucht	Milchvieh
	n	13	19	13	20
Winterweizen	dt FM ha ⁻¹	39 (30 - 52)	38 (18 - 51)	89 (71 - 100)	77 (54 - 97)
Mais (Silo)	dt FM ha ⁻¹	250 (250 - 250)	348 (200 - 456)	501 (355 - 580)	507 (425 - 613)
Klee gras	dt FM ha ⁻¹	385 (260 - 521)	398 (285 - 511)	265 (240 - 290)	482 (282 - 656)
Getreideeinheitenertrag	GE ha ⁻¹	37 (27 - 50)	43 (24 - 63)	89 (71 - 99)	72 (57 - 89)
Energieertrag ^a	GJ ha ⁻¹	76 (54 - 117)	118 (70 - 186)	152 (115 - 197)	185 (129 - 217)

Mit dem Maßstab Getreideeinheiten werden alle Ernteprodukte nach ihrem Wert für die Human- und Tierernährung bewertet. Die ökologischen Marktfruchtbetriebe erreichen 42 % des konventionellen GE-Ertrages, die Milchviehbetriebe 60 % der GE-Ertragsleistungen der konventionellen Pilotbetriebe. Beim Energieertrag betragen diese Relationen im Mittel 50 % bzw. 64 % (Tab. 4).

Der Energieertrag (Energiebindung im Ertrag in GJ ha⁻¹) fasst alle Ernteprodukte (auch geerntete Nebenprodukte) nach ihrem physikalischen Brennwert¹⁴ zusammen. Auf die Energiebindung hat neben dem Biomasseertrag auch die Ertragsverwendung Einfluss (Strohdüngung vs. Strohernte, Klee grasmulch vs. Klee grasschnitt). Dies erklärt die hohen Energieerträge der ökologischen Milchviehbetriebe gegenüber den ökologischen Marktfruchtbetrieben (\bar{x} 118 GJ ha⁻¹ im Vergleich zu 76 GJ ha⁻¹). Es gibt ökologische Betriebe, deren Energieertrag das Niveau konventioneller Betriebe erreicht (Abb. 9).

¹⁴ Entsprechend der stofflichen Zusammensetzung (Rohnährstoffe und deren spezifischer Brennwert) wird z.B. Weizenstroh im Mittel mit 17,7 MJ kg⁻¹ TM im Vergleich zu Weizenkorn (18,6 MJ kg⁻¹ TM) relativ hoch bewertet, unabhängig von der Nutzung (Einstreu, Futtermittel, energetische Nutzung).

3.4.2. Ergebnisse aus Dauerfeldexperimenten

Nachfolgend wird untersucht, ob die in den Pilotbetrieben gefundenen Ertragsrelationen beim Vergleich ökologischer Marktfrucht- und Milchviehbetriebe auch unter experimentellen Bedingungen in Feldversuchen bestätigt werden. Als Beispiel dient der Systemversuch Viehhausen. In diesem Versuch (Versuchsbeschreibung in Tab. A. 4 und Abb. A. 2) werden seit 2009 vier Systeme des ökologischen Landbaus (Marktfruchtbau, Milchviehhaltung mit Gülle, Milchviehhaltung mit Stallmist und Marktfruchtbau mit Biogasanlage) und zwei konventionelle Systeme (Marktfruchtbau, Milchviehhaltung mit Gülle) realitätsnah abgebildet. Fruchtfolge, Düngung, Pflanzenschutz werden systemtypisch gestaltet.

Der Systemversuch wurde zeitgleich mit dem Netzwerk der Pilotbetriebe begonnen und bildet die Systeme (Marktfruchtbau, Milchviehhaltung) der Pilotbetriebe ab. Der Versuch erlaubt die Systemanalyse unter den selben Standortbedingungen.

Die Boden- und Klimabedingungen des im Bayerischen Tertiärhügelland, 40 km nördlich von München bei Freising gelegenen Versuchsstandorts Viehhausen sind in Tab. A. 2 beschrieben.

Tabelle 5: Mittelwerte der Fruchtarten- und Fruchtfolge-Erträge* (Systemversuch Viehhausen, 2011 bis 2021). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-Test, $p \leq 0.05$), Mösl et al. (2022)

	ökologischer Landbau				konventioneller Landbau	
	Marktfrucht	Milchvieh Gülle	Milchvieh Stallmist	Biogas	Marktfrucht	Milchvieh Gülle
Ackerbohnen	2,67 ^b	2,72 ^b	3,21 ^a	3,00 ^{ab}	-	-
Luzerne-Klee-Gras**	(16,79) ^b	17,04 ^b	18,09 ^a	17,08 ^b	-	-
Mais (Körner)	9,88	-	-	11,66	11,67	-
Mais (Silomais)	-	14,75 ^c	16,49 ^b	-	-	20,97 ^a
Triticale	5,40 ^b	-	-	7,41 ^a	-	-
Winterraps	-	-	-	-	4,25 ^a	4,26 ^a
Winterroggen	5,96 ^c	6,95 ^b	7,63 ^b	7,48 ^b	12,71 ^a	12,56 ^a
Winterweizen I	4,98 ^c	5,07 ^c	4,89 ^c	5,77 ^b	10,69 ^a	10,75 ^a
Winterweizen II	-	-	-	-	9,22 ^b	10,04 ^a
TM-Ertrag***	3,39 ^e	8,92 ^c	11,24 ^a	8,80 ^{cd}	8,29 ^d	10,58 ^b
Energie-Ertrag	63,05 ^c	163,58 ^b	205,69 ^a	161,09 ^b	161,87 ^b	202,96 ^a
GE-Ertrag	4,04 ^d	6,75 ^c	7,46 ^b	7,01 ^c	10,92 ^a	11,19 ^a

* Frischmasse (FM)-Erträge von Druschfrüchten, bezogen auf 86 % TS (Getreide, Ackerbohnen) bzw. 91 % TS (Raps) in t ha⁻¹

** Trockenmasse (TM)-Erträge von Feldfutter in t ha⁻¹. Luzerne-Klee gras wird im ökologischen Marktfruchtsystem nicht geerntet, sondern dient der Gründüngung. Daher ist diese Biomasse nicht im TM-Ertrag des Systems enthalten.

*** Fruchtfolge-Erträge in Trockenmasse (t ha⁻¹), Gigajoule (GJ ha⁻¹) und Getreideeinheiten (GE ha⁻¹)

Im Systemversuch Viehhausen wurden bei allen Fruchtarten- und Fruchtfolge-Erträgen signifikante Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Systemen nachgewiesen (Tab. 5). Große Ertragsunterschiede zeigten sich bei der Fruchtart Winterweizen; hier wurden unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus etwa 50 % der konventionellen Erträge erreicht. Dies entspricht auch etwa den Ertragsrelationen in den Pilotbetrieben (Tab. 4).

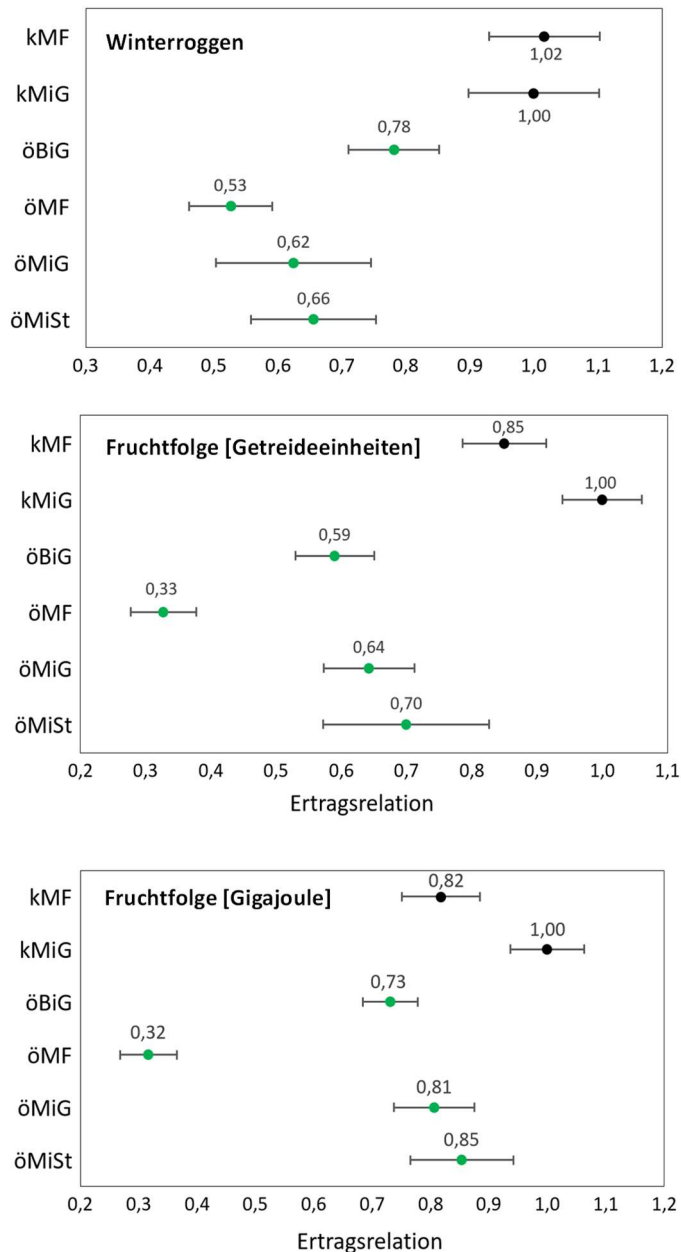


Abbildung 2: Ertragsrelationen bei Winterroggen (Trockenmasseertrag) und im Mittel der Fruchtfolge (Getreideeinheiten-ertrag und Energieertrag in Gigajoule), ökologisch : konventionell (1 = mittlerer Ertrag des konventionellen Milchviehsystems) im Systemversuch Viehhausen, Untersuchungsjahre 2011 – 2013 (Bryzinski 2020).

kMF = konventionelles Marktfruchtssystem, kMiG = konventionelles Milchviehsystem mit Gülle

öBiG = ökologisches Marktfruchtssystem mit Biogasanlage, öMF = ökologisches Marktfruchtssystem

öMiG = ökologisches Milchviehsystem mit Gülle, öMiSt = ökologisches Milchviehsystem mit Stallmist

Im Versuch brachte das ökologische Milchvieh-Stallmistsystem den signifikant höchsten TM-Ertrag ($11,24 \text{ t ha}^{-1}$) und übertraf das konventionelle Milchvieh-Gülesystem ($10,58 \text{ t ha}^{-1}$); beide Varianten erzielten die höchste Energie-Abfuhr mit über 200 GJ ha^{-1} . Die TM- und Energie-Abfuhr ist nicht nur von den fruchtartenspezifischen Erträgen und den angebauten Fruchtarten, sondern auch von der Ertragsverwendung abhängig. Systemkonform wurde Stroh nur in der Stallmistvariante geerntet. Die signifikant niedrigsten Erträge brachte das ökologische Marktfruchtsystem; in diesem System wird Luzerne-Kleegrass nicht geerntet, sondern als Gründüngung genutzt.

Unter den Versuchsbedingungen war das ökologische Energiepflanzen-Biogassystem dem ökologischen Marktfruchtsystem mit der gleichen Fruchtfolge in den Ertragsleistungen (Trockenmasse- und Energieerträge) überlegen. Der Einsatz von Biogasgärresten erhöhte die Erträge der angebauten Marktfrüchte signifikant. Auf Fruchtfolgeebene erhöhte sich die TM-Abfuhr zudem durch die Abfuhr und Nutzung des Luzerne-Klee-Grases deutlich (vgl. auch Serdjuk et al. 2018, Bryzinski 2020).

Für die Versuchsjahre 2011 bis 2013 bestimmte Bryzinski (2020) die Ertragsrelationen und deren Variabilität (Abb. 2). Dargestellt sind die Ertragsrelationen der Fruchtart Winterroggen sowie die Ertragsrelationen auf Fruchtfolgeebene, angegeben in Getreideeinheiten und als Energieertrag in Gigajoule. Hierbei wurde der Mittelwert des konventionellen Milchviehsystems mit Gülle gleich relativ 1,0 gesetzt. Die Ertragsrelationen der ökologischen Betriebssysteme betragen bei Winterroggen 0,53 (Marktfruchtsystem) bis 0,78 (Marktfruchtsystem mit Biogasanlage). Auf Fruchtfolgeebene erreichte das ökologische Marktfruchtsystem nur Ertragsrelationen von 0,33 (Getreideeinheiten) bzw. 0,32 (Gigajoule), während das ökologische Milchvieh-Stallmistsystem Ertragsrelationen von 0,70 (Getreideeinheiten) bzw. 0,85 (Gigajoule) erzielte. Beim Energieertrag übertraf das ökologische Milchvieh-Stallmistsystem das konventionelle Marktfruchtsystem.

Aus diesen Ertragsrelationen ist ersichtlich, dass auch im ökologischen Landbau in Fruchtfolgen mit ertragreichen Futterpflanzen (Kleegrass, Mais) und vollständiger Ernte der Biomasse (Kleegrasernte statt Gründüngung) hohe Energieerträge erzielt werden können, die das Ertragsniveau konventioneller Systeme erreichen oder sogar übertreffen können.

3.4.3. Fazit und Schlussfolgerungen zu den Ertragsleistungen

Bei Systemvergleichen wurden bisher fast ausschließlich die Erträge einzelner Fruchtarten verglichen (z.B. de Ponti et al. 2012, Seuffert et al. 2012). Hierbei zeigten sich, z.B. bei Winterweizen im ökologischen Anbau, deutlich geringere Erträge als in konventionellen Systemen, bei anderen Fruchtarten, z.B. Leguminosen, jedoch nur geringe Ertragsunterschiede. Die Ergebnisse der Ertragsvergleiche stehen immer auch im Kontext der Struktur und Intensität der verglichenen ökologischen und konventionellen Systeme (Lin et al. 2017b).

Die Untersuchungen in Pilotbetrieben und im Systemversuch Viehhausen zeigen, dass eine Ertragsanalyse auch auf Fruchtfolgeebene zwingend notwendig ist, um die Produktivität von Pflanzenbausystemen zu vergleichen. Die Ertragsanalyse muss die systemkonforme Ertragsverwendung (z.B. Kleegrass-Mulch in viehlosen Marktfruchtsystemen) einschließen. Diese Vorgehensweise führt zu dem Ergebnis, dass in ökologischen Milchvieh-Gemischtbetrieben auf Fruchtfolgeebene ähnlich hohe TM- und Energieerträge wie in konventionellen Betrieben erreicht werden können (siehe Abb. 9). Dieser Vorteil milchviehhaltender Gemischtbetriebe ist bisher viel zu wenig berücksichtigt worden und bleibt

bei Ertragsvergleichen einzelner Fruchtarten verborgen. Die ökologischen Milchvieh-Gemischtbetriebe sind den ökologischen Marktfruchtbetrieben als Folge der intensiveren Stoffkreisläufe und Düngung (vgl. Tab. 6), der höheren Kleeernteanteile (Tab. 2) und Kleeernteerträge (Tab. 5) im Ertrag überlegen.

Die besondere Relevanz der Erträge für die Umweltwirkungen und Ressourceneffizienz der Landwirtschaft ergibt sich durch die Beeinflussung der Stickstoffeffizienz, der Energieeffizienz und der produktbezogenen Treibhausgasemissionen. Als weiterer Aspekt ist der unterschiedliche Flächenbedarf zur Erzeugung einer bestimmten Produktmenge zu berücksichtigen (Bryzinski 2020) bzw. die sich daraus ergebende Fläche für alternative Nutzungen, z.B. der Fläche für den Naturschutz oder die Bioenergieerzeugung (Tuomisto et al. 2012). Die Ertragsleistungen von Pflanzenbausystemen bestimmen die Landnutzungseffizienz (Lin et al. 2017b). Zusätzliche landwirtschaftliche Nutzflächen, insbesondere Ackerflächen auf produktiven Standorten, sind weltweit kaum noch zu erschließen oder die entsprechenden Landnutzungsänderungen würden zu gesteigerten Treibhausgasemissionen und zu weiteren Biodiversitätsverlusten führen (Mueller et al. 2017).

Weitere Ertragssteigerungen sind auch für den ökologischen Landbau essentiell für den Betriebserfolg, die Wettbewerbsfähigkeit, das Produktaufkommen ökologisch erzeugter Lebensmittel, aber auch die produktbezogenen Umweltwirkungen. Das tatsächlich unter den jeweils gegebenen Bedingungen erreichbare Ertragspotenzial des ökologischen Landbaus ist in der Regel unbekannt und wird unter Praxisbedingungen nicht ausgeschöpft. Neue Forschungsstrategien im ökologischen Landbau sollten darauf ausgerichtet sein, die Ertragsdifferenz zu konventionellen Systemen auf Fruchtfolge- und Betriebsebene schrittweise zu schließen.

Neben der Steigerung der gesamtbetrieblichen Leistungen ist die nachhaltige Steigerung der Erträge der Fruchtarten und Sorten zur Verminderung der „Ertragslücke“ (yield gap) im Vergleich zu den konventionell angebauten Kulturpflanzen eine Herausforderung im ökologischen Landbau. Hierzu gibt es unterschiedliche Ansätze: Die Züchtung leistungsfähiger, an die Bedingungen des ökologischen Landbaus adaptierter Sorten, die Optimierung von Anbauverfahren durch technische Innovationen, die optimierte Nährstoffversorgung durch die Schließung betrieblicher und überbetrieblicher Nährstoffkreisläufe (Nährstoffrecycling, Minderung von Nährstoffverlusten) sowie die Gesunderhaltung der Kulturpflanzen durch resiliente/resistente Sorten, die Optimierung der Anwendung von Pflanzenbehandlungsmitteln, die Entwicklung neuer Wirkstoffe zur Regulierung von Pflanzenkrankheiten und ein verbesserter biologischer Pflanzenschutz (Hamm et al. 2017).

4. Stickstoffkreislauf, Stickstoffbilanz und Stickstoffemissionen

4.1. Problemstellung – ökologische Relevanz und Handlungsbedarf

Stickstoff (N) ist ein essenzieller Nährstoff für alle Organismen. Der mit Düngemitteln im Pflanzenbau und mit Futtermitteln in der Nutztierhaltung eingesetzte Stickstoff wird jedoch nicht vollständig von den Kulturpflanzen und Nutztieren genutzt. Daher gelangen aus der Landwirtschaft erhebliche Stickstoffmengen in die Umwelt, in Deutschland jährlich 1,5 Mio t (Taube et al. 2020). Die Emissionen der Landwirtschaft machen etwa zwei Drittel der gesamten Stickstoffemissionen in Deutschland aus. In Form von Nitrit, Nitrat, Nitrosaminen und als Bestandteil von Feinstaub geht von ihnen ein erhebliches gesundheitliches Risiko aus. Zudem tragen reaktive Stickstoffverbindungen wie Ammonium, Ammoniak, Lachgas und Harnstoff zum Klimawandel, zum Rückgang der Biodiversität und zu schlechter Boden-, Luft- und Wasserqualität bei (acatech 2023).

In der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung wird für das Jahr 2030 eine Reduzierung der Stickstoffsalden von derzeit über 90 auf unter 70 kg ha⁻¹ a⁻¹ landwirtschaftlicher Nutzfläche als Ziel definiert. Dieser Zielwert ist aus ökologischer Sicht nicht ausreichend, denn damit würden weiterhin hohe Einträge von Stickstoff in die Umwelt gelangen. Einen geringeren Zielwert von 50 kg ha⁻¹ a⁻¹ schlagen Hülsbergen (2003), Schaffner & Hövelmann (2009) und UBA (2011) vor. Dieser Wert ergibt sich aus der Abwägung von Umweltwirkungen, dem angestrebten Humusaufbau, ökonomischen Effekten und der Umsetzbarkeit. Je nachdem, welche standortspezifischen Bodeneigenschaften und klimatischen Bedingungen vorliegen, ist es sogar notwendig, noch niedrigere Zielwerte vorzugeben.

Auch im globalen Maßstab werden die tolerierbaren ökologischen Grenzen des Stickstoffkreislaufs überschritten, es wird deutlich zu viel Stickstoff in der Landwirtschaft eingesetzt und es gelangt zu viel reaktiver Stickstoff in die Umwelt (Rockström et al. 2009, Steffen 2015, Campbell 2017). Ein Schlüsselfaktor zur Optimierung landwirtschaftlicher Stickstoffkreisläufe ist die Erhöhung der Stickstoffeffizienz (Tilman et al. 2002). Die Lösung des Stickstoffproblems (Erhöhung der Stickstoffeffizienz, Minderung der Stickstoffsalden und der Stickstoffemissionen) gilt in Deutschland, der Europäischen Union und im globalen Maßstab als eine der vorrangigsten Aufgaben der Agrar-Umweltpolitik (Eichler & Schulz 1998, UBA 2015).

Im deutschlandweiten Netzwerk der Pilotbetriebe wurden detaillierte Stickstoffbilanzen im Pflanzenbau berechnet, um folgende Fragen zu klären:

- Welche Faktoren bestimmen die Stickstoffeffizienz und die Stickstoffsalden im Pflanzenbau?
- Welchen Einfluss haben die Betriebsstruktur (Fruchtfolge, Tierbesatz) und die Bewirtschaftungsintensität (z.B. Düngereinsatz) auf die Stickstoffbilanz?
- Welcher Zusammenhang besteht zwischen Stickstoffinput und Stickstoffsaldo?
- Gibt es systembedingte Unterschiede in der Stickstoffbilanz und der Stickstoffeffizienz zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben?
- Wie groß ist die einzelbetriebliche Variabilität der Stickstoffbilanz?

4.2. Stickstoffbilanzen im ökologischen und konventionellen Pflanzenbau

4.2.1. Methodische Grundlagen

Die Indikatoren¹⁵ N-Saldo und N-Effizienz sind für den Vergleich ökologischer und konventioneller Systeme sehr gut geeignet (Chmelikova & Hülsbergen 2021). Der N-Saldo kennzeichnet das Verlustpotenzial an reaktiven N-Verbindungen, allerdings ohne Angabe des Verlustpfads (z.B. Denitrifikation, Auswaschung) und der emittierten N-Verbindung (N_2 , N_2O , NH_3 , NO_3^-). Je höher der positive N-Saldo im Pflanzenbau, umso größer ist die Gefahr von Stickstoffverlusten in die Umwelt. In zahlreichen Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass die N-Salden in Beziehung zu den N-Verlusten stehen, z.B. den Nitratausträgen (Gäth 1996, Hülsbergen et al. 2017, Mittermayer et al. 2022) und den N_2O -Emissionen (van Groenigen et al. 2010). Negative N-Salden zeigen an, dass der N-Entzug der Pflanzen die N-Zufuhr übersteigt und die Boden-N-Vorräte abnehmen.

Die N-Effizienz im Pflanzenbau kann mit unterschiedlichen methodischen¹⁶ Ansätzen ermittelt werden (Lin et al. 2016). In der vorliegenden Arbeit wird unter N-Effizienz das Verhältnis von N-Output und N-Input im Pflanzenbau verstanden, wobei der N-Output dem N-Entzug in der geernteten pflanzlichen Biomasse (Trockenmasseertrag x N-Gehalt in der Trockenmasse), der N-Input der N-Zufuhr (Gesamt-N im organischen und mineralischen Dünger, N_2 -Fixierleistung der Leguminosen, N-Deposition, N im Saatgut) entspricht (vgl. Tab. 6).

Die Analyse der betrieblichen Stickstoffflüsse und -kreisläufe in den Pilotbetrieben erfolgte mit dem Modell REPRO (Hülsbergen 2003). REPRO ist hierarchisch aufgebaut. Im Modell werden die Interaktionen zwischen den Betriebsteilen, z.B. Pflanzenbau und Tierhaltung, als verknüpfte Stoffflüsse dargestellt (Abb. 3). Bei der Modellierung der innerbetrieblichen Nährstoffflüsse gilt, dass die Nährstoffoutputs eines Subsystems den Nährstoffinputs der anderen Subsysteme entsprechen. Dies ermöglicht die konsistente Modellierung von Betriebssystemen. Abb. 3 verdeutlicht das Grundprinzip, ist aber eine Vereinfachung der im Modell erfassten Nährstoffflüsse.

Die Auflösung der innerbetrieblichen Stoffflussbeziehungen und die prozessorientierte Analyse ermöglichen Aussagen zu den Ursachen und zum Entstehungsort von Nährstoffverlusten. Dieser Ansatz bildet auch die Grundlage für Schwachstellenanalysen und die Ableitung von Optimierungsstrategien. REPRO enthält Methoden, um Stickstoffflüsse auf der Basis relativ einfach zu erfassender Standort- und Betriebsdaten zu berechnen. So werden beispielsweise die im Wirtschaftsdünger anfallenden N-Mengen anhand des Tierbesatzes, der Fütterung, der Tierleistungen, des Haltungssystems sowie der Wirtschaftsdüngerlagerung und -aufbereitung kalkuliert.

Für die Analyse der N-Flüsse ökologischer Betriebssysteme ist die Berechnung der symbiotischen N_2 -Fixierung von Leguminosen sehr bedeutsam. Im Modell gilt die Annahme, dass die Fixierleistung mit dem Ertrag steigt. Für jede Leguminosenart wird ein spezifischer N_{dfa} -Wert (N_{dfa} = Nitrogen derived from the atmosphere) angenommen, der je nach Bedingungen, u.a. dem Gehalt an pflanzenaufnehmbarem Stickstoff im Boden angepasst wird (z.B. Klee gras im ökologischen Anbau: $N_{dfa} = 0,90$, Klee gras im konventionellen Anbau: $N_{dfa} = 0,80$). Die in Wurzeln, Ernterückständen und der Rhizodeposition enthaltenen N-Mengen werden über fruchtartenspezifische Parameter geschätzt.

¹⁵ Übersicht der Indikatoren zur Stickstoffbilanz und Stickstoffeffizienz in Tab. A. 5.

¹⁶ Sofern alle relevanten N-Inputs, z.B. auch die N-Deposition, in der N-Bilanz berücksichtigt werden.

Beim Gemengeanbau geht der Leguminosenanteil (Masse %) als Mess- oder Schätzwert in die Berechnung ein (Küstermann et al. 2010).

Mit dem Modell werden die Indikatoren N-Saldo ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und N-Effizienz (%) berechnet:

$$\text{N-Saldo} = \sum \text{N-Input} - \sum \text{N-Output}$$

$$\text{N-Effizienz} = \sum \text{N-Output} \cdot (\sum \text{N-Input})^{-1} \cdot 100$$

Im Modell REPRO wird die Boden- N_{org} -Vorratsänderung¹⁷ (ΔN_{org}), d.h. die N-Mineralisation und N-Immobilisierung durch Humusabbau und Humusaufbau in der N-Bilanz berücksichtigt, um die N-Verluste genauer zu ermitteln. Die N_{org} -Vorratsänderung wird mit der dynamischen Humusbilanz berechnet (Verknüpfung von Humus- und Stickstoffbilanz, Hülsbergen 2003).

Im N-Umsatzmodul des Modells REPRO werden unter Berücksichtigung des Witterungsverlaufs, der Bodeneigenschaften, des Bodenprofilaufbaus sowie relevanter Managementmaßnahmen (z.B. Menge und Zeitpunkt einer N-Düngung, Termin eines Kleegrasumbruchs) die N-Verluste (Ammoniak-, Nitrat- und Denitrifikationsverluste) quantifiziert (Abraham 2001).

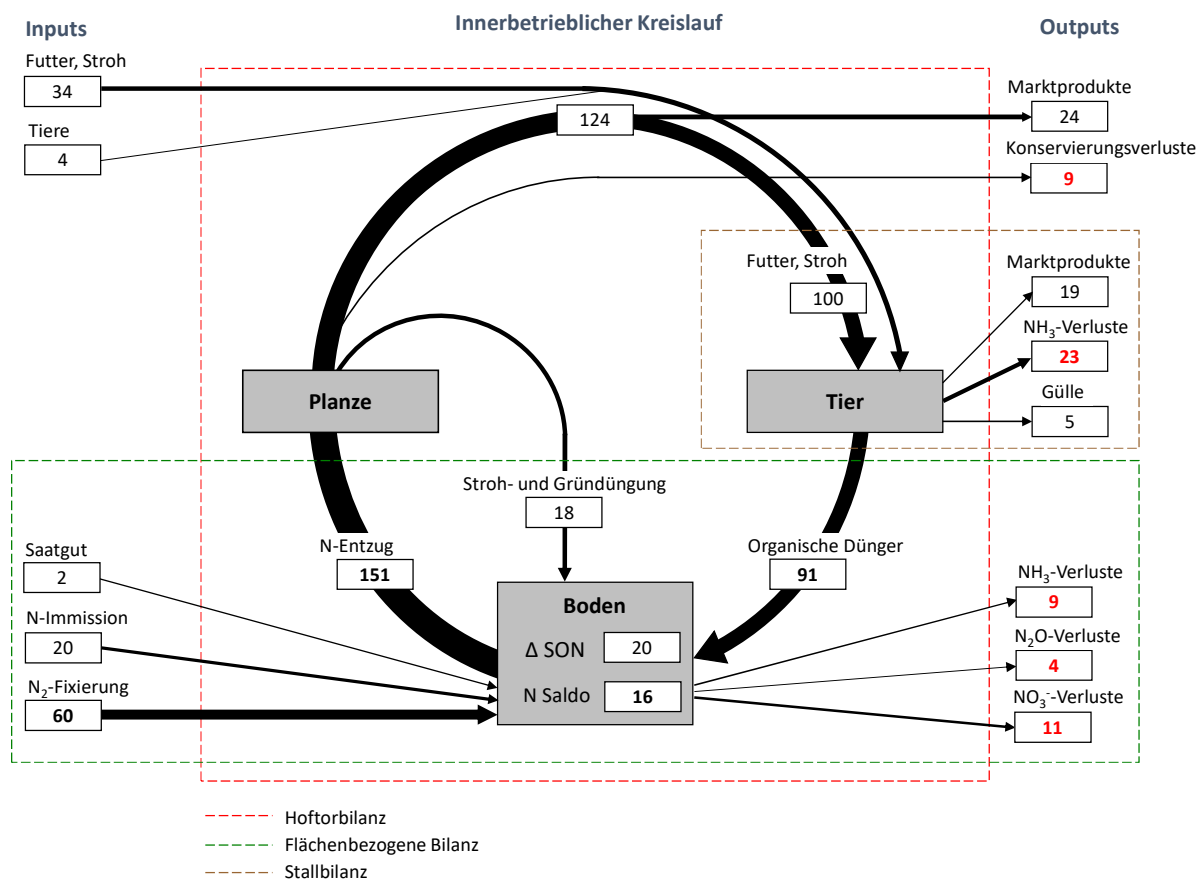


Abbildung 3: Stickstoffkreislauf eines ökologisch bewirtschafteten Betriebes mit Rinderhaltung, berechnet mit dem Modell REPRO. Darstellung der Stickstoffflüsse und Systemgrenzen der Hoftorbilanz, der flächenbezogenen Bilanz und der Stallbilanz. Nach Küstermann et al. (2010), modifiziert und ergänzt. Angaben in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

¹⁷ In vereinfachten N-Bilanzen wird ein N_{org} -Fließgleichgewicht im Boden angenommen (im Bilanzzeitraum gilt $\Delta N_{\text{org}} = 0$). Dadurch kann es zur Über- oder Unterschätzung der N-Verluste kommen.

4.2.2. Ergebnisse aus dem Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe

In den Pilotbetrieben treten sehr unterschiedliche Düngungsniveaus auf (Tab. 6). Die ökologischen Marktfruchtbetriebe weisen mit 97 bis 196 (\bar{x} 141) kg ha⁻¹ a⁻¹ die geringsten N-Inputs im Betriebsvergleich auf. Ökologische Milchviehbetriebe führen den Böden, abhängig vom Tierbesatz und der symbiotischen N₂-Fixierung, 101 bis 273 (\bar{x} 172) kg N ha⁻¹ a⁻¹ zu und erreichen zum Teil ebenso hohe N-Inputs wie konventionelle Betriebe (Marktfruchtbetriebe: \bar{x} 245 kg N ha⁻¹ a⁻¹, Milchviehbetriebe: \bar{x} 280 kg N ha⁻¹ a⁻¹). Bei der Analyse der N-Bilanzen ökologischer und konventioneller Systeme ist die unterschiedliche Qualität und Wirkung der eingesetzten N-Dünger zu berücksichtigen. Im ökologischen Landbau werden überwiegend Dünger mit hohem Anteil an organisch gebundenem Stickstoff (z.B. Stallmist, Komposte) verwendet, die zur N-Akkumulation im Boden-N_{org}-Pool führen und langfristig wirken. Daher müssen Systemvergleiche die N-Mineralisation/N-Immobilisierung einbeziehen, um Fehlbewertungen zu vermeiden (Küstermann et al. 2010, Lin et al. 2016).

Tabelle 6: Stickstoffbilanz ^a im Pflanzenbau der Pilotbetriebe bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (Schmid et al. 2022)

Kennzahl	ME	ökologische Pilotbetriebe		konventionelle Pilotbetriebe	
		Marktfrucht	Milchvieh	Marktfrucht	Milchvieh
N-Zufuhr	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	141 (97 - 196)	172 (101 - 273)	245 (177 - 313)	280 (204 - 335)
Saatgut	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	3 (2 - 6)	1 (0 - 4)	2 (1 - 8)	1 (0 - 2)
N ₂ -Fixierung	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	41 (17 - 58)	50 (25 - 71)	3 (0 - 13)	20 (5 - 64)
Stroh-/Gründüngung	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	36 (14 - 72)	11 (1 - 31)	38 (18 - 58)	12 (0 - 37)
Wirtschaftsdünger	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	41 (3 - 105)	89 (27 - 186)	20 (0 - 79)	133 (54 - 214)
Mineraldünger	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	0 (0 - 0)	0 (0 - 0)	161 (105 - 222)	94 (0 - 218)
N-Entzug	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	116 (94 - 148)	161 (93 - 252)	190 (155 - 212)	222 (162 - 297)
N-Saldo	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	25 (-4 - 72)	11 (-24 - 33)	55 (14 - 110)	58 (-37 - 124)
N-Effizienz	%	84 (61 - 104)	94 (80 - 113)	79 (62 - 94)	80 (61 - 114)
Δ N _{org} Boden	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	4 (-25 - 17)	12 (-5 - 42)	-13 (-58 - 19)	-4 (-30 - 32)
N-Saldo (mit Δ N _{org} Boden)	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	21 (-1 - 62)	-1 (-39 - 38)	69 (24 - 111)	62 (-37 - 122)

^a einschließlich einer N-Immission von 20 kg ha⁻¹ a⁻¹

Die N-Entzüge der Betriebsgruppen unterscheiden sich deutlich. Die ökologischen Marktfruchtbetriebe erreichen 61 %, die ökologischen Milchviehbetriebe 73 % der N-Entzüge der entsprechenden konventionellen Pilotbetriebe. Um die N-Salden und N-Verlustpotenziale möglichst genau zu bestimmen, sind in den N-Bilanzen die Boden-N-Vorratsänderungen¹⁸ (ΔN_{org}) einbezogen. In der ökologischen Milchviehhaltung besteht ein Potenzial zur N-Speicherung in der organischen Bodensubstanz (ΔN_{org} beträgt im Mittel $12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), während im konventionellen Marktfruchtbau mit einer Abnahme der Boden-N-Vorräte (ΔN_{org} beträgt im Mittel $-13 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zu rechnen ist. Bei den beiden anderen Betriebsgruppen wurden geringere N_{org} -Vorratsänderungen berechnet.

Die N-Salden der ökologisch wirtschaftenden Betriebe (Marktfruchtbau: $\bar{x} 25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Milchviehbetriebe: $\bar{x} 11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) sind deutlich geringer als die N-Salden der konventionellen Betriebe (Marktfruchtbau: $\bar{x} 55 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, Milchviehbetriebe: $\bar{x} 58 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Einzelne konventionelle Betriebe weisen sehr hohe N-Salden bis $124 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf. Die mittleren flächenbezogenen N-Salden der Milchviehbetriebe sind (bei Berücksichtigung der Boden-N-Vorratsänderungen) etwas niedriger als die der Marktfruchtbetriebe, was auf eine gute N-Ausnutzung der applizierten organischen Dünger sowie bei den konventionellen Betrieben auf eine dem N-Bedarf der Kulturpflanzen und dem Wirtschaftsdüngeraufkommen angepasste Mineral-N-Düngung hinweist.

Der Zusammenhang zwischen N-Input und N-Saldo, bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche, ist in Abb. 4 dargestellt. Bei den konventionellen Betrieben ist ein Anstieg der N-Salden mit steigenden N-Inputs zu erkennen, wobei sich auch eine enorme einzelbetriebliche Variabilität zeigt. Bei gleichem N-Input treten sehr unterschiedliche N-Salden auf, auch bedingt durch unterschiedliche standortspezifische Ertragspotenziale der Betriebe. Bei den ökologischen Betrieben ist der Zusammenhang zwischen N-Input und N-Saldo nur schwach ausgeprägt.

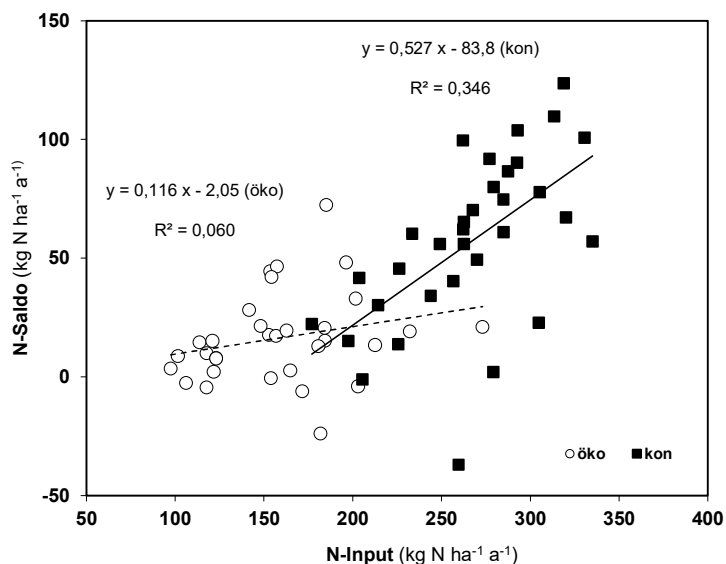


Abbildung 4: Zusammenhang zwischen Stickstoffinput und Stickstoffsaldo im Pflanzenbau der Pilotbetriebe, bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (N-Salden ohne ΔN_{org}), (Schmid et al. 2022)

¹⁸ Die Boden-N-Vorratsänderungen wurden mit Hilfe der dynamischen Humusbilanz (REPRO) berechnet (Hülsbergen 2003).

Die Pilotbetriebe wirtschaften auf unterschiedlichen Intensitätsniveaus von Low-Input-Betrieben ($< 100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) bis zu High-Input-Betrieben ($> 300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (Abb. 4). Bis zu einem N-Einsatz von ca. $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegen die N-Salden meist unter $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; bei noch höheren N-Zufuhren steigen die N-Salden zum Teil deutlich an und erreichen Werte bis zu $124 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die ökologisch wirtschaftenden Pilotbetriebe erreichen überwiegend N-Salden zwischen 0 und $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, für einige Betriebe sind aber auch negative N-Salden¹⁹ ausgewiesen (bis $-50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

4.2.3. Ergebnisse eines literaturbasierten Systemvergleichs zur Stickstoffeffizienz im Pflanzenbau

In einem von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung geförderten Forschungsprojekt²⁰ wurde auf Grundlage der internationalen Literatur ein Systemvergleich der Umweltwirkungen des ökologischen und konventionellen Landbaus vorgenommen (Sanders & Heß 2019).

Zur Stickstoffbilanz im Pflanzenbau wurden 36 Studien für die Datenauswertung ausgewählt (Chmelikova & Hülsbergen 2019). Die Studien stammen aus 12 Ländern (10 Europa, 1 Nordamerika und 1 Neuseeland). Sie beinhalten Stickstoffbilanzdaten (N-Input, N-Output, N-Saldo, N-Effizienz) für die Systemebenen „Fruchtfolge“ und die Fruchtart „Weizen“. Für die Auswertungen auf Ebene der Fruchtfolge wurden je nach Indikator 57 bis 64 Paare (25 bis 27 Studien) genutzt, für die Auswertungen zum Weizen 18 bis 20 Paare (9 bis 10 Studien). Zusätzlich zu den Daten aus der Literaturanalyse konnten Ergebnisse aus 62 der ökologischen und konventionellen Pilotbetriebe (31 Paare) in die Datenauswertung einbezogen werden.

Die in der Studie festgestellten relativen Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft sind in Abb. 5 (N-Input) und Abb. 6 (N-Saldo) dargestellt.

Auf der Ebene der Fruchtfolge war der N-Input bei 60 % der 63 berücksichtigten Vergleichspaare im ökologischen Landbau niedriger. Lediglich bei 11 % der Vergleichspaare wies die ökologische Variante einen höheren N-Input auf. In 89 % der Vergleichspaare beim Weizen und in 100 % der Vergleichspaare auf Betriebsebene (Pilotbetriebe) lag der N-Input im ökologischen Landbau unter dem N-Input der konventionellen Landwirtschaft. Hierbei ist zu beachten, dass je nach Fragestellung und Versuchsdesign in Feldexperimenten auch Varianten geprüft werden, in denen die N-Inputs in ökologischen Fruchtfolgen die N-Inputs in konventionellen Fruchtfolgen deutlich übersteigen (z.B. aufgrund extrem hoher Aufwandmengen organischer Dünger).

¹⁹ Einige Betriebe haben trotz hoher N-Inputs ($> 250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) geringe oder sogar negative N-Salden. Hierbei handelt es sich um Milchviehbetriebe auf Grünland-Standorten mit sehr hohem Ertragspotenzial und entsprechend hohen N-Entzügen.

²⁰ Die methodischen Grundlagen und Ergebnisse des Projektes sind im Thünen-Report 65 (Sanders & Heß 2019) beschrieben; im Kapitel „Ressourceneffizienz“ (Thünen-Report 65, 191-220) werden die Untersuchungen zur Stickstoff- und Energieeffizienz dargestellt (Chmelikova & Hülsbergen 2019). Eine Übersicht zu methodischen Grundlagen wird in Tab. A. 7 gegeben. Im Rahmen einer Literaturrecherche wurden insgesamt 528 Studien mit 2.816 Vergleichspaaren für die Auswertung ausgewählt, die folgende Kriterien erfüllten: (a) Erscheinungszeitraum: Januar 1990 bis März 2018, (b) Region: temperierte Klimazonen, (c) Studiendesign: mindestens ein Vergleichs paar mit einer ökologischen und konventionellen Variante.

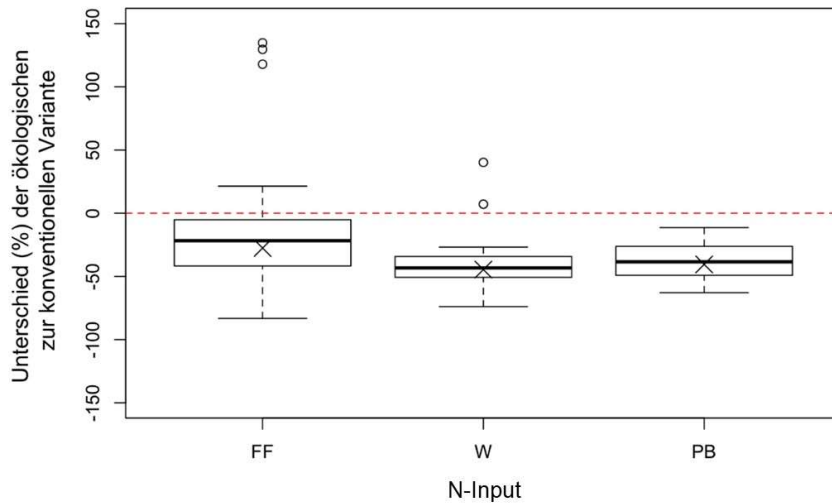


Abbildung 5: Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Inputs. Datengrundlage: Daten aus Studien auf der Ebene von Fruchtfolgen (FF) ($n = 63$), Daten aus Studien auf der Ebene der Fruchtart Weizen (W) ($n = 19$), Daten aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe (PB) auf Ebene des Betriebes (Ackerbau und Grünland) ($n = 31$). Konv = 0%. Chmelikova & Hülsbergen (2019)

Es wurden folgende N-Inputs (Mittelwerte) berechnet:

- Fruchtfolge: $125,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (öko), $160,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (kon)
- Weizen: $111,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (öko), $190,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (kon)
- Pilotbetriebe: $159,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (öko), $264,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (kon).

Demnach sind die N-Inputs in konventionellen Systemen um $34,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf Fruchtfolgeebene, um $78,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ beim Weizen und um $104,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in den Pilotbetrieben höher als in den ökologischen Systemen. Es ergibt sich also eine Diskrepanz zwischen der in den ausgewerteten Studien geprüften Düngungsintensität²¹ und der Düngungsintensität in den Betrieben.

In 52 bis 90 % der Vergleichspaare (je nach Systemebene und Datensatz) wiesen die ökologischen Systeme geringere N-Salden als die konventionellen Systeme, in 10 % (Pilotbetriebe) bis 35 % (Weizen) höhere N-Salden auf.

²¹ In den Versuchen betrug der maximale N-Input $331 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in ökologischen Varianten, in den Pilotbetrieben betrug der N-Input maximal $273 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

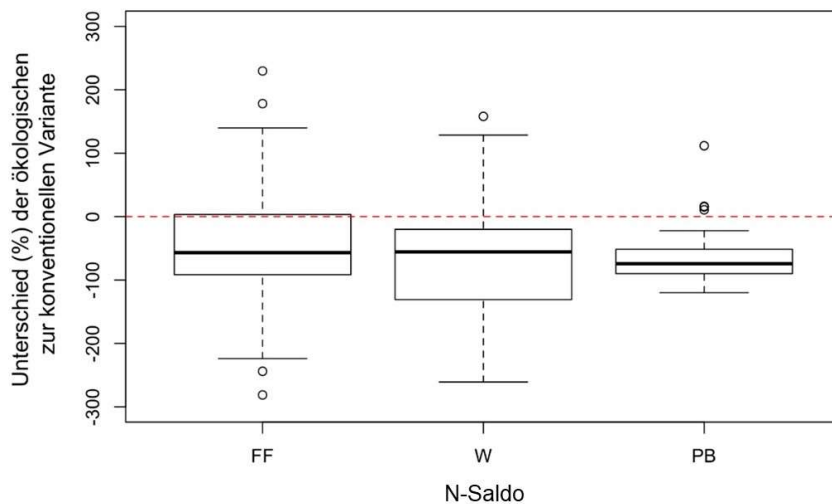


Abbildung 6: Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft hinsichtlich des N-Saldos. Datengrundlage: Daten aus Studien auf der Ebene von Fruchtfolgen (FF) ($n = 63$), Daten aus Studien auf der Ebene der Fruchtart Weizen (W) ($n = 20$), Daten aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe (PB) auf Ebene des Betriebes (Ackerbau und Grünland) ($n = 31$). Konv = 0 %. Chmelikova & Hülsbergen (2019)

4.2.4. Diskussion, Bewertung und Schlussfolgerungen zu Stickstoffbilanzen

Es zeigt sich eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse der Pilotbetriebe und des literaturbasierten Systemvergleichs. Mit beiden Ansätzen ist nachweisbar, dass im ökologischen Landbau weniger Stickstoff eingesetzt wird und geringere N-Salden auftreten. In einigen Versuchen werden die ökologischen Systeme jedoch so stark gedüngt, wie es in der Praxis nicht möglich ist, wenn die gesetzlichen Regelungen und Anbau Richtlinien eingehalten werden.

In den Pilotbetrieben werden Marktfruchtbetriebe und Milchviehbetriebe analysiert. International liegen auch Studien von Betriebssystemen mit anderen Produktionsrichtungen vor. So untersuchten Jespersen et al. (2017) den Beitrag des ökologischen Landbaus für öffentliche Güter in Dänemark. Demnach ist unter dänischen Bedingungen in der Milchproduktion bei einer Begrenzung des Tierbesatzes auf $1,4 \text{ GV ha}^{-1}$ die N-Auswaschung bedeutend niedriger (30 bis 40 kg N je Hektar weniger als in konventionellen Systemen). In der Freiland-Schweinehaltung und der Eierproduktion können hingegen aufgrund spezifischer Vorgaben, z.B. zum Legehennen-Auslauf, lokal Risiken von N-Verlusten im Außenbereich durch hohe N-Einträge auftreten.

Anhand der Ergebnisse aus den Pilotbetrieben und des literaturbasierten Systemvergleichs ist zu schlussfolgern, dass die Ausweitung der ökologischen Anbauflächen ein wirksames Mittel ist, um die Stickstoffsalden in Deutschland insgesamt zu verringern. Der ökologische Landbau weist in der Fläche deutlich weniger Stickstoffinput, niedrigere Stickstoffsalden sowie eine höhere Stickstoffeffizienz als vergleichbare konventionelle Betriebe auf. Vorteilhaft ist auch, dass zur Umsetzung von Schutzziele durch eine Ausdehnung des ökologischen Landbaus kein umfangreicher und über bestehende Verordnungen hinausgehender administrativer und regulatorischer Aufwand nötig wäre. Eine Abschätzung der durch die Stickstoffinputs und Stickstoffemissionen verursachten Umweltkosten im Vergleich ökologischer und konventioneller Systeme erfolgt in Kapitel 9.2.

Die Stickstoffsalden haben eine hohe Umweltrelevanz, denn sie kennzeichnen näherungsweise die Stickstoffverluste. Eine Ausdehnung der Anbaufläche des ökologischen Landbaus ist eine wirksame Strategie, um die Stickstoffsalden der Landwirtschaft zu verringern. Der ökologische Landbau kann in ökologisch sensiblen Regionen (Biosphärenreservate, Naturschutz- und Trinkwasserschutzgebiete) durch geringere N-Inputs besonders wichtige gesellschaftliche Leistungen erbringen.

In den Regionen mit den derzeit höchsten Nährstoffsalden in Deutschland und der EU (Veredlungsregionen mit hohem Tierbesatz und extrem hohem Gülleanfall, vgl. Wiesler et al. 2016) hat sich der ökologische Landbau bisher weniger etabliert als auf Marginalstandorten, er würde aber gerade in diesen Gebieten bei stärkerer Verbreitung spürbare Umweltentlastungen bringen. Eine deutliche Reduzierung der Tierzahlen bzw. die Begrenzung des Tierbesatzes ist in den Veredlungsregionen mit hohen Nährstoffsalden dringend erforderlich.

5. Energiebilanz und Energieeffizienz

5.1. Problemstellung – ökologische Relevanz und Handlungsbedarf

Ein Grundprinzip des ökologischen Landbaus ist der schonende Umgang mit nicht erneuerbaren Ressourcen; hierzu zählt der sparsame Einsatz fossiler Energie. Durch den Energieeinsatz in landwirtschaftlichen Produktionsprozessen und den vorgelagerten Bereichen (z.B. zur Herstellung von Maschinen, Dünge- und Pflanzenschutzmitteln) kommt es zu CO₂-Emissionen. Die Überwindung der Abhängigkeit von fossilen Energieträgern durch Energieeinsparung und der Einsatz regenerativer Energie zur Minderung von CO₂-Emissionen sind wesentliche Aspekte der aktuellen Energiediskussion.

Eine Möglichkeit, die Energieeffizienz der Landwirtschaft zu untersuchen, besteht in der Berechnung von Energiebilanzen. Bereits Anfang der 1970er Jahre wurde die Energiebilanz der Landwirtschaft zu einem wichtigen Thema. Die Ölkrise demonstrierte die Abhängigkeit der Industriestaaten von fossilen Treibstoffen. Die Verknappung des Erdöls und der Anstieg des Ölpreises führten zu der Frage, ob die Landwirtschaft durch Technisierung, Dünge- und Pflanzenschutzmittel immer mehr fossile Energie verbraucht und ineffizienter wird (Pimentel et al. 1973). Seither ist die Analyse der Energieeffizienz von Agrarsystemen Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen (Uhlin 1999, Hülsbergen et al. 2001, 2002, Lin et al. 2017a, Simon & Hülsbergen 2021).

Die Energiebilanz ökologischer und konventioneller Systeme wurde in verschiedenen Boden-Klima-regionen auf unterschiedlichen Skalenebenen (Fruchtart, Schlag, Fruchtfolge, Betrieb, Agrarregion) untersucht (Chmelikova & Hülsbergen 2019). Dennoch sind die Zusammenhänge zwischen Anbausystemen und Energieeffizienz zum Teil noch unklar und die erzielten Untersuchungsergebnisse widersprüchlich. Das liegt auch an methodischen Problemen bei der Energiebilanzierung. Es gibt keine Standardmethode der Energiebilanzierung, wodurch Standort übergreifende Auswertungen und Systemvergleiche erschwert werden.

Im deutschlandweiten Netzwerk der Pilotbetriebe wurden auf Grundlage detaillierter Prozessanalysen im Pflanzenbau und der Milchviehhaltung nach einheitlicher Methodik²² Energiebilanzen auf unterschiedlichen Systemebenen berechnet, um folgende Fragen zu klären:

- Welche Faktoren bestimmen Energieinput, Energieoutput und Energieeffizienz im Pflanzenbau und in der Milchviehhaltung?
- Welchen Einfluss haben die Betriebsstruktur (Fruchtfolge, Tierbesatz) und die Bewirtschaftungsintensität (z.B. Düngereinsatz) auf die Energiebilanz?
- Welcher Zusammenhang besteht zwischen Energieinput und Treibhausgasbilanz?
- Gibt es systembedingte Unterschiede in der Energiebilanz und der Energieeffizienz zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben?
- Wie groß ist die einzelbetriebliche Variabilität der energetischen Parameter?

²² Zur Energiebilanzierung der Milchviehhaltung wurde im Rahmen des Projektes Netzwerk der Pilotbetriebe eine neue Methode entwickelt, im Pflanzenbau kam die im Modell REPRO implementierte Methode der Energiebilanzierung zur Anwendung (Hülsbergen et al. 2021).

5.2. Energiebilanzen im ökologischen und konventionellen Pflanzenbau

5.2.1. Methodische Grundlagen

5.2.1.1. Energiebilanzierung im Pflanzenbau

Die Energiebilanzierung erfolgt in den Pilotbetrieben als Prozessanalyse. In Prozessanalysen werden die Inputs fossiler Energie bilanziert, die Sonnenenergie und menschliche Arbeitskraft bleiben unberücksichtigt (Hülsbergen et al. 2001). Abb. 7 zeigt ein Energieflussschema für Analysen von Pflanzenbausystemen mit den relevanten Energieinputs- und Energieoutputs²³.

In Pflanzenproduktionssystemen wird beim Einsatz fossiler Energie unterschieden in den

- direkten Energieinput (Kraftstoffe, Brennstoffe, Strom, ...) innerhalb der Systemgrenze „Betrieb“, also unmittelbar im Produktionsprozess zur Verrichtung von Arbeit,
- indirekten Energieinput (Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Maschinen und Geräte, ...) im Vorleistungsbereich (Industrie, Handel, Transportwesen, ...) zur Herstellung der für den Produktionsprozess notwendigen Betriebsmittel und Investitionsgüter.

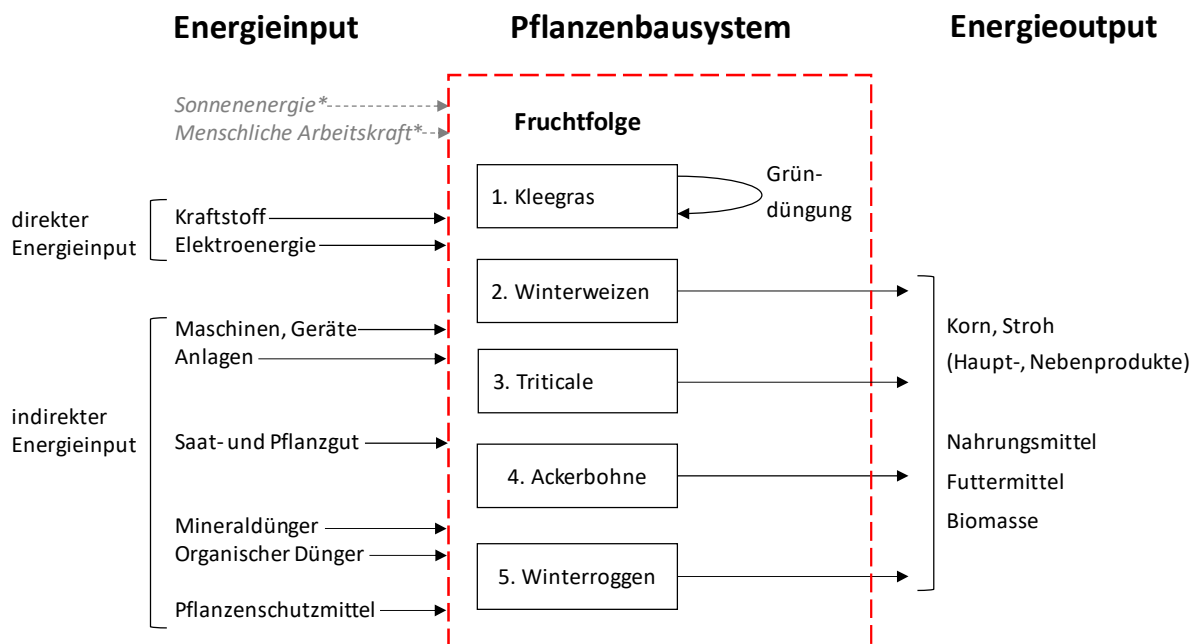


Abbildung 7: Energieflussschema im Pflanzenbau, Systemgrenzen und Energieflüsse. Beispiel für ein Pflanzenbausystem mit fünffeldriger Fruchtfolge (Chmelikova & Hülsbergen 2019).

* in der Prozessanalyse unberücksichtigte Energieflüsse

Die zur Berechnung der Energiebilanz verwendeten Indikatoren und Algorithmen sowie deren Ableitung und wissenschaftliche Begründung sind bei Hülsbergen et al. (2001, 2002) publiziert. Eine Übersicht zu Indikatoren der Energieeffizienz gibt Tab. A. 6.

²³ Übersicht der Indikatoren zur Energiebilanz und Energieeffizienz in Tabelle A. 6.

Der Betriebsmittel- und Technikeinsatz wird mit Energieäquivalenten in den Primärenergieeinsatz umgerechnet: Dieselkraftstoff: $39,6 \text{ MJ l}^{-1}$, Mineral-N: $35,3 \text{ MJ kg}^{-1}$, Mineral-P: $36,2 \text{ MJ kg}^{-1}$, Mineral-K: $11,2 \text{ MJ kg}^{-1}$, chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel: $196 \text{ bis } 288 \text{ MJ kg}^{-1}$ (aktive Wirksubstanz), Saatgut: $1,3 \text{ bis } 98 \text{ MJ kg}^{-1}$ (je nach Fruchtart), Maschinen und Geräte (Mittelwert): 108 MJ kg^{-1} , Transporte: $6,3 \text{ MJ t}^{-1} \text{ km}^{-1}$. Die Energieäquivalente entsprechen dem Stand der Technik²⁴ (Küstermann et al. 2008, Frank et al. 2019).

Der Energieinput ist ein Indikator zur Kennzeichnung der Bewirtschaftungsintensität, und damit auch der Regelungs- und Eingriffsintensität in Agrarökosystemen, weil in modernen Anbausystemen nahezu jeder Arbeitsgang und jeder Betriebsmitteleinsatz mit dem Einsatz fossiler Energie verbunden ist.

Der Energieoutput entspricht der Energiebindung in den pflanzlichen Ernteprodukten (Brennwert) abzüglich des Saatguteinsatzes (Brennwert). Die Energiebindung wird aus dem Trockenmasseertrag und den Inhaltsstoffen (stoffliche Zusammensetzung der Ernteprodukte) abgeleitet (Hülsbergen 2003). Der Netto-Energieoutput entspricht dem Energieoutput abzüglich des Energieinputs (Hülsbergen 2003). Die Energieintensität kennzeichnet den Energieinput je Produkteinheit. Die Energieeffizienz²⁵ ist das Verhältnis von Bruttoenergie im landwirtschaftlichen Produkt (Energieoutput) und Energieinput (Einsatz fossiler Energie im Produktionsverfahren) (Lin et al. 2017a).

5.2.1.2. Energiebilanzierung in der Milchviehhaltung

Zur Quantifizierung der Energieflüsse in der Milchviehhaltung wurde ein Energiebilanzmodell (Frank 2014) entwickelt, das auf den methodischen Grundlagen und Konventionen des Modells REPRO (Hülsbergen 2003; Küstermann et al. 2008) basiert. Ein Landwirtschaftsbetrieb wird demnach in Subsysteme unterteilt, die über Stoff- und Energieflüsse verbunden sind (Abb. 8). Die Energiebilanz ist wesentlicher Bestandteil der Treibhausgasbilanz (vgl. Kapitel 7.2.2.1.).

Die wichtigsten direkten Energieinputs milchviehhaltender Betriebe sind Kraftstoff und Strom. Der indirekte Energieeinsatz umfasst den Energieeinsatz, der für die Produktion, die Erhaltung und Entsorgung stofflicher Inputs und Investitionsgüter (VDI 1997) erforderlich ist. Die wichtigsten indirekten Energieinputs sind Maschinen und Geräte, bauliche Anlagen und Betriebsmittel wie Saatgut, Dünge- und Pflanzenschutzmittel sowie der Zukauf von Tieren und Futtermitteln. Die Outputs eines Milchviehbetriebs sind Milch, Altkühe, Kälber und Färsen sowie Wirtschaftsdünger und ggf. pflanzliche Marktprodukte. Die Bewertung der Energieinputs und Outputs erfolgt über Energieäquivalente (Gaillard et al. 1997; Kalk & Hülsbergen 1997; Hülsbergen et al. 2001). Die verwendeten Energieäquivalente sind dem aktuellen Stand der Technik angepasst.

²⁴ Die zur Energiebilanzierung der Pilotbetriebe verwendeten Energieäquivalente blieben während der Projektlaufzeit unverändert, um die Vergleichbarkeit der Bilanzierungsergebnisse sicherzustellen. Grundsätzlich sollten Energieäquivalente dem jeweiligen Stand der Technik entsprechen und daher von Zeit zu Zeit angepasst werden. Eine Anpassung dieser Modellparameter ist notwendig, wenn sich im Vorleistungsbereich der Primärenergieeinsatz je Produkteinheit ändert, z.B. durch den verstärkten Einsatz regenerativer Energie.

²⁵ Energieeffizienz = Energieoutput / Energieinput
Energieintensität = Energieinput / GE-Ertrag (Hülsbergen 2003).

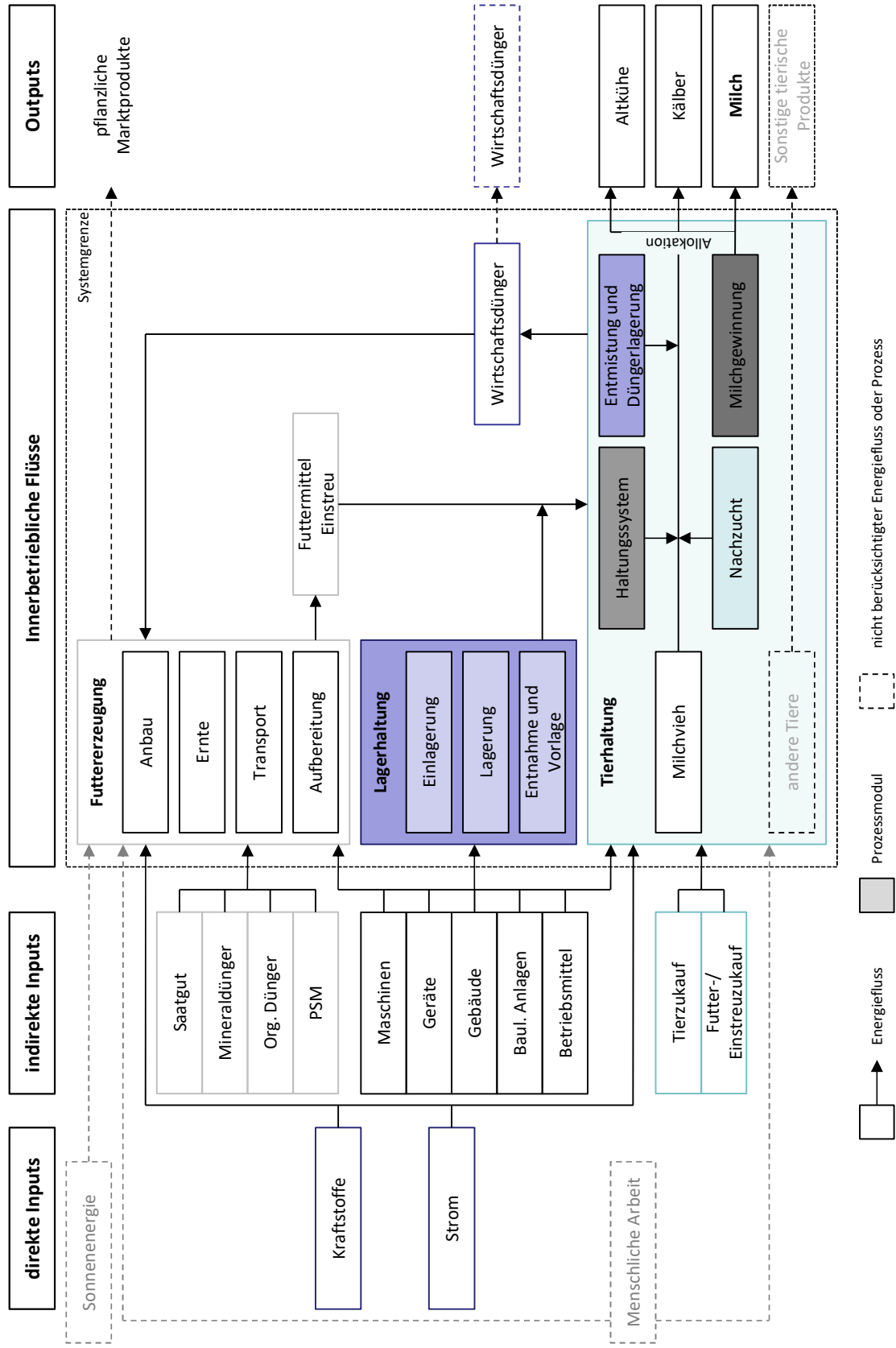


Abbildung 8: Energiebilanzierungsmodell der Milchviehhaltung: Systemgrenzen, Stoff- und Energieflüsse (Frank et al. 2021)

5.2.2. Ergebnisse im Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe

5.2.2.1. Energiebilanzen im Pflanzenbau

Die ökologischen Marktfruchtbetriebe weisen mit \bar{x} 6,8 GJ ha⁻¹ a⁻¹ (51 % des Energieinputs konventioneller Marktfruchtbetriebe) einen geringeren Energieinput auf als die ökologischen Milchviehbetriebe mit \bar{x} 7,4 GJ ha⁻¹ a⁻¹ (50 % des Energieinputs konventioneller Milchviehbetriebe).

Der nach einzelnen Prozessen aufgeschlüsselte Energieinput zeigt systembedingte Unterschiede (Tab. 7):

- die organischen Dünger stellen in den Milchviehbetrieben mit \bar{x} 3,5 GJ ha⁻¹ a⁻¹ (ökologische Pilotbetriebe) bzw. \bar{x} 5,5 GJ ha⁻¹ a⁻¹ (konventionelle Pilotbetriebe) den höchsten Energieinput dar²⁶.
- der Mineraldünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatz sind wichtige Energieinputs in den konventionellen Betrieben, aber energetisch unbedeutend in den ökologischen Betrieben. Bei diesen Inputgrößen bestehen die größten Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Systemen.
- der geringste Kraftstoffeinsatz (\bar{x} 2,8 GJ ha⁻¹ a⁻¹) wurde in den ökologischen Milchviehbetrieben ermittelt. Der Kraftstoffeinsatz variiert einzelbetrieblich sehr stark in Abhängigkeit von der Anbaustruktur und der Verfahrensgestaltung, z.B. der Schnitthäufigkeit auf dem Grünland.
- die Investitionsgüter (Maschinen und Geräte) haben einen Anteil von etwa 8 bis 10 % am Energieinput der ökologischen Betriebe sowie 5 bis 6 % der konventionellen Betriebe.

Der Energieoutput ist von der Betriebsstruktur abhängig. Im Vergleich zum Energieoutput im Pflanzenbau der konventionellen Milchviehbetriebe (\bar{x} 184 GJ ha⁻¹ a⁻¹) erreichen die konventionellen Marktfruchtbetriebe \bar{x} 150 GJ ha⁻¹ a⁻¹ (82 %), die ökologischen Milchviehbetriebe \bar{x} 117 GJ ha⁻¹ a⁻¹ (64 %), und die ökologischen Marktfruchtbetriebe \bar{x} 74 GJ ha⁻¹ a⁻¹ (40 %).

Der Netto-Energieoutput (Energieoutput – Energieinput) ist stark vom Ertrag abhängig. Daher sind die konventionellen Betriebssysteme beim Netto-Energieoutput den ökologischen Betriebssystemen überlegen, die Milchviehbetriebe erzielen im Pflanzenbau einen höheren Netto-Energieoutput als die Marktfruchtbetriebe.

Zur Beurteilung der Energieeffizienz werden die Indikatoren Energieintensität und Output/Input-Verhältnis verwendet. Die niedrigste mittlere Energieintensität wurde im Pflanzenbau konventioneller Marktfruchtbetriebe ermittelt (\bar{x} 152 MJ GE⁻¹), die höchste im Pflanzenbau konventioneller Milchviehbetriebe (\bar{x} 208 MJ GE⁻¹). Die systembedingten Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellem Pflanzenbau sind bei diesem Indikator relativ gering, die einzelbetriebliche Variabilität ist hoch. Die Ergebnisse zum Output/Input-Verhältnis zeigen, dass im Pflanzenbau generell deutlich mehr Energie im Ernteertrag gebunden als mit fossiler Energie zugeführt wird. Das Output/Input-Verhältnis der Pilotbetriebe beträgt 6,8 bis 25,0, wobei die ökologischen Milchviehbetriebe im Mittel mit 16,0 bei diesem Indikator am besten bewertet sind.

²⁶ Die organischen Dünger sind nach ihrem Nährstoffgehalt (Substitutionswert) energetisch bewertet. Die Methodik ist bei Hülsbergen (2003) beschrieben. Es ist umstritten, ob die im Pflanzenbau eingesetzten organischen Dünger energetisch zu bewerten sind, vor allem dann, wenn sie innerbetrieblich erzeugt und verwendet werden. Bei zugekauften organischen Düngern ist eine energetische Bewertung immer zu empfehlen, bei eigenbetrieblich erzeugten organischen Düngern ist eine Doppelbewertung zu vermeiden, z.B. durch ein entsprechendes Allokationsverfahren in der Tierhaltung.

Sowohl in den ökologischen als auch in den konventionellen Pilotbetrieben besteht ein linearer Zusammenhang zwischen dem Energieinput und Energieoutput im Pflanzenbau (Abb. 9). So steigt der Energieoutput in den ökologischen Betrieben mit jedem $\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ Energieinput um $9,5 \text{ GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, in den konventionellen Betrieben um $7,7 \text{ GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

Tabelle 7: Energiebilanz des Pflanzenbaus der Pilotbetriebe, bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (Schmid et al. 2022)

Kennzahl	ME	ökologische Pilotbetriebe		konventionelle Pilotbetriebe	
		Marktfrucht	Milchvieh	Marktfrucht	Milchvieh
Energieinput	$\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	6,8 (3,9 - 10,7)	7,4 (4,8 - 12,1)	13,3 (10,0 - 15,1)	14,7 (10,4 - 18,9)
Saatgut (Erzeugung)	$\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	1,1 (0,6 - 1,9)	0,4 (0 - 0,9)	0,8 (0,5 - 2,1)	0,4 (0 - 0,8)
Organische Dünger	$\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	1,2 (0,1 - 4,2)	3,5 (1 - 7,4)	0,8 (0 - 3,5)	5,5 (2 - 9,1)
Mineraldünger ^a	$\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	0,1 (0 - 0,7)	0,0 (0 - 0,4)	6,5 (4,2 - 9)	3,6 (0 - 8,3)
Pflanzenschutz ^a	$\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	0,1 (0 - 0,5)	0,0 (0 - 0)	1,4 (0,8 - 2,3)	0,5 (0 - 1,1)
Investitionsgüter	$\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	0,7 (0,4 - 1,1)	0,6 (0,3 - 1,0)	0,6 (0,5 - 0,8)	0,9 (0,4 - 1,5)
Kraftstoff	$\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	3,7 (2,2 - 5,5)	2,8 (1,6 - 3,9)	3,3 (2,7 - 4,7)	3,7 (2,5 - 5,8)
Energieoutput ^b	$\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	74 (52 - 115)	117 (68 - 186)	150 (114 - 195)	184 (127 - 217)
Netto-Energieoutput ^c	$\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$	67 (47 - 104)	110 (62 - 174)	137 (100 - 182)	169 (116 - 200)
Energieintensität ^d	MJ GE^{-1}	192 (135 - 287)	181 (120 - 223)	152 (123 - 187)	208 (154 - 249)
Energieeffizienz ^e		11,5 (6,8 - 15,9)	16,0 (11,7 - 25,0)	11,4 (8,4 - 14,7)	12,6 (10,5 - 14,5)

^a Einsatz von Gesteinsmehlen, weicherdigen Rohphosphaten, Kainit, Kieserit und Präparaten in ökologischen Pilotbetrieben

^b Energieoutput = Energiebindung – Saatgut (Brennwert)

^c Netto-Energieoutput = Energieoutput – Energieinput

^d Energieintensität = Energieinput / GE-Ertrag

^e Energieeffizienz = Energieoutput / Energieinput

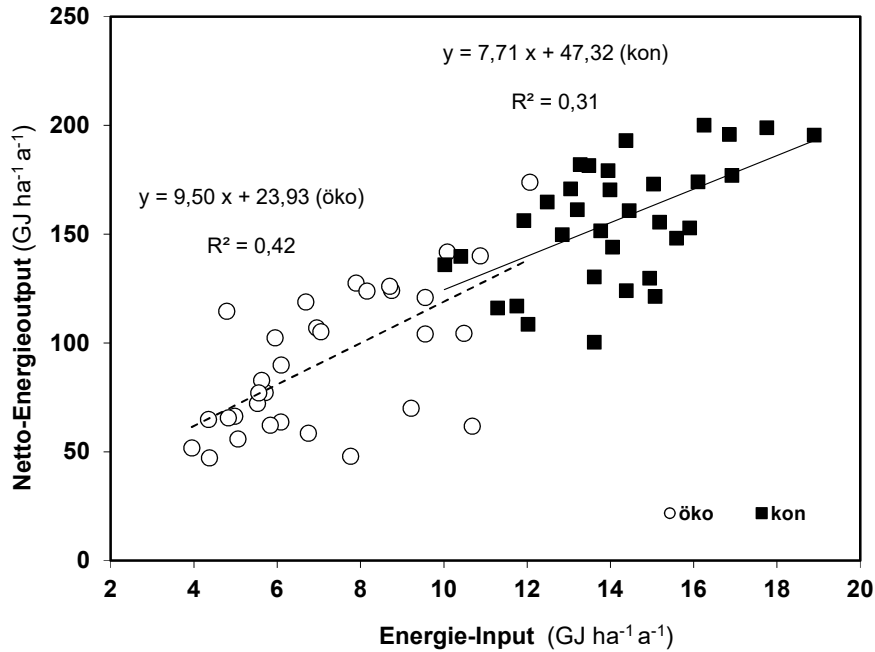


Abbildung 9: Zusammenhang zwischen Energieinput und Energieoutput im Pflanzenbau der Pilotbetriebe, bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (mit energetischer Bewertung organischer Dünger), (Schmid et al. 2022)

Die ökologischen Betriebe setzen 3,9 bis 12,1 $\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ fossile Energie ein und erzeugen damit einen Netto-Energieoutput von 47 bis 174 $\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$, die konventionellen Betriebe produzieren mit einem Energieinput von 10,0 bis 18,9 $\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ einen Netto-Energieoutput von 100 bis 200 $\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

Die ökologischen Betriebe sind überwiegend als Low-Input-Systeme (Energieinput $< 10 \text{ GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$), die konventionellen Betriebe als High-Input-Systeme (Energieinput $> 10 \text{ GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) zu klassifizieren.

Aus Abb. 9 geht hervor, dass ökologisch wirtschaftende Betriebe hohe Energieoutputs (140 bis 180 $\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) erzielen können, was etwa dem mittleren Energieoutput der konventionellen Pilotbetriebe entspricht. Hierfür sind allerdings Energieinputs von etwa 10 $\text{GJ ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ erforderlich. In energieextensiven Systemen (z.B. extensivem Grünland) sind die Erträge und der Energieoutput limitiert. Hohe Erträge und Energieoutputs setzen auch im ökologischen Landbau eine relativ hohe Bewirtschaftungsintensität und entsprechende Inputs fossiler Energie voraus. Wenn künftig in den Produktionsverfahren zunehmend regenerative statt fossiler Energie eingesetzt wird, ist mit einem substantiellen Rückgang der Treibhausgasemissionen zu rechnen (vgl. Kapitel 7.2.1).

5.2.2.2. Energiebilanzen in der Milchviehhaltung

Der produktbezogene Energieinput der ökologischen Milchviehhaltung (im Mittel 2,32 MJ (kg ECM)⁻¹) unterscheidet sich nicht signifikant vom Energieinput der konventionellen Milchviehhaltung (im Mittel 2,39 MJ (kg ECM)⁻¹), allerdings unterscheiden sich die Energieinputs der einzelnen Prozesse deutlich und zum Teil signifikant (Tab. 8).

Tabelle 8: Einsatz fossiler Energie (MJ (kg ECM)⁻¹) in der Milchviehhaltung^a, differenziert nach Prozessen (nach Frank et al. 2021, gekürzt)

Prozess	ökologisch				konventionell				t-Test
	MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD	
Futterproduktion	0,61	0,33	1,04	0,20	0,87	0,67	1,07	0,12	*
Eigenes Futter	0,52	0,25	1,01	0,19	0,57	0,35	0,96	0,16	*
Grundfutter	0,41	0,12	1,00	0,19	0,44	0,22	0,71	0,13	*
Krafftutter	0,11	0,00	0,41	0,11	0,13	0,00	0,34	0,11	n.s.
Futterzukauf	0,09	0,00	0,30	0,08	0,30	0,02	0,56	0,16	*
Grundfutter	0,03	0,00	0,19	0,05	0,00	0,00	0,02	0,01	*
Krafftutter	0,04	0,00	0,30	0,07	0,28	0,02	0,56	0,15	*
Trinkwasser	0,02	0,01	0,03	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	*
Futterlagerung	0,22	0,06	0,88	0,18	0,18	0,11	0,24	0,03	n.s.
Haltungssystem	0,32	0,16	0,77	0,17	0,19	0,13	0,37	0,06	*
Milchgewinnung	0,72	0,52	0,95	0,08	0,71	0,66	0,76	0,03	n.s.
Düngerlagerung	0,13	0,07	0,22	0,04	0,10	0,06	0,14	0,02	*
Nachzucht	0,32	0,17	0,54	0,09	0,34	0,24	0,63	0,10	n.s.
Gesamtenergieeinsatz	2,32	1,81	3,27	0,42	2,39	2,20	2,59	0,14	n.s.
Direkter Energieeinsatz	1,22	0,94	1,74	0,18	1,03	0,90	1,14	0,07	*
Indirekter Energieeinsatz	1,10	0,74	2,20	0,36	1,35	1,13	1,60	0,15	*
Betriebsmittel	0,46	0,24	0,79	0,13	0,92	0,69	1,14	0,13	*
Investitionsgüter	0,65	0,40	1,72	0,31	0,43	0,34	0,61	0,06	*

* signifikant bei $p \leq 0,05$, t-Test

^a ECM = energiekorrigierte Milch mit 4 % Fett

In der ökologischen Milchviehhaltung sind der direkte Energieeinsatz (Kraftstoff, Elektroenergie) und der Energieeinsatz für Investitionsgüter (Maschinen, Geräte, Gebäude, bauliche Anlagen, Melktechnik, etc.) signifikant höher als in der konventionellen Milchviehhaltung. Hingegen ist der Einsatz von Betriebsmitteln (einschließlich des zugekauften Futters) mit $0,92 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$ in der konventionellen Milchviehhaltung doppelt so hoch wie in der ökologischen Milchviehhaltung ($0,46 \text{ MJ (kg ECM)}^{-1}$).

Die energetische Prozessanalyse zeigt, dass die eigenbetriebliche Futterproduktion und der Futterzukauf wesentliche Faktoren sind, die den Energieeinsatz prägen. Der deutlichste Unterschied zwischen den Systemen ist beim Futterzukauf zu erkennen. In den konventionellen Milchviehsystemen wird sehr viel fossile Energie für die zugekauften Futtermittel (vor allem Kraftfutter einschließlich Sojaprodukte) benötigt, in den ökologischen Milchviehsystemen wird das Futter weitgehend betrieblich erzeugt. Es gibt ökologische Betriebe, die kein Kraftfutter zukaufen, und auch Betriebe, die überhaupt kein Kraftfutter in der Milchproduktion einsetzen. Diese Betriebe haben einen höheren Energieeinsatz für die Grundfüttererzeugung. Energetisch besonders günstig ist Futter auf der Weide zu erzeugen.

Tabelle 9: Energieeffizienz und Flächenbedarf der Milcherzeugung (nach Frank et al. 2021)

Prozess	ME	ökologische Pilotbetriebe				konventionelle Pilotbetriebe				t-Test
		MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD	
Energieinput ^a	GJ a ⁻¹	16,3	13,2	22,9	2,68	22,2	17,3	27,1	2,82	*
Energieoutput ^a	GJ a ⁻¹	23,6	15,8	32,0	4,53	30,9	24,2	36,0	3,61	*
Milch	GJ a ⁻¹	20,8	13,6	28,3	4,17	27,4	20,1	32,9	3,66	*
Altkühe	GJ a ⁻¹	2,6	1,2	3,6	0,65	3,3	2,6	4,0	0,37	*
Kälber	GJ a ⁻¹	0,2	0,2	0,3	0,03	0,2	0,1	0,2	0,03	*
Anteil am Energieoutput										
Milch	%	87,9	81,9	92,3	2,6	88,4	82,9	91,4	2,0	n.s.
Altkühe	%	11,1	6,7	16,8	2,5	11,0	8,1	16,5	2,0	n.s.
Kälber	%	1,0	0,5	1,6	0,3	0,6	0,4	0,7	0,1	*
Energieoutput ^b	GJ ha ⁻¹ a ⁻¹	12,6	4,3	27,6	6,5	24,6	7,8	44,6	10,9	*
Output/Input-Verhältnis		1,48	1,02	1,84	0,24	1,40	1,27	1,51	0,09	n.s.
Flächenbedarf ^c	ha t ⁻¹	0,20	0,12	0,46	0,07	0,12	0,10	0,14	0,01	*
Milcherzeugung ^d	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	5490	2306	8700	1408	8442	6984	9705	912	*

* signifikant bei $p \leq 0,05$, t-Test

^a Angaben in GJ je Kuh und Jahr

^b Energieoutput der Milchviehhaltung je ha landwirtschaftlicher Nutzfläche des Betriebes

^c Flächenbedarf (ha) zur Erzeugung von 1 t Milch

^d Milcherzeugung (kg) je ha Gesamtfläche

Beim Haltungssystem sind die konventionellen Betriebe energetisch im Vorteil; sie benötigen weniger fossile Energie je Produkteinheit aufgrund der höheren Milchleistungen, aber auch aufgrund anderer Stallbau- und Entmistungssysteme (mehr Güllesysteme, weniger Stallmistsysteme mit hohem Aufwand für die Einstreu). Die ökologischen Betriebe haben mehr Weidehaltung, was auch in der Energiebilanz deutlich wird.

Die Milchgewinnung (Melken, Milchkühlung) benötigt sehr viel fossile Energie (0,72 bzw. 0,71 MJ (kg ECM)⁻¹), allerdings wurden keine signifikanten Unterschiede im Energieinput zwischen den Systemen festgestellt. Trotz signifikant längerer Nutzungsdauer der Milchkühe in der ökologischen Milchviehhaltung (im Mittel 41 Monate gegenüber 30 Monaten) ist der Energieeinsatz für die Nachzucht in beiden Systemen auf gleichem Niveau.

Bei der Interpretation der Ergebnisse zum produktbezogenen Energieinput ist zu beachten, dass ein Allokationsverfahren nach physikalischem Brennwert angewandt wurde, d.h. der Energieinput wurde den einzelnen Produkten zugeordnet. Die Milch hat einen Anteil von im Mittel 88 % am Energieoutput; die Altkühe machen im Mittel 11% des Energieoutputs aus (Tab. 9).

Der Energieinput und der Energieoutput je Kuh und Jahr sind in der konventionellen Milchviehhaltung signifikant höher als in der ökologischen Milchviehhaltung (Tab. 9). Das Output/Input-Verhältnis ist mit 1,48 (öko) und 1,40 (kon) etwa auf gleichem Niveau. In der ökologischen Milchviehhaltung ist der Flächenbedarf signifikant höher und die Milcherzeugung je Hektar signifikant niedriger als in der konventionellen Milchviehhaltung.

5.2.3. Ergebnisse des literaturbasierten Systemvergleichs zur Energieeffizienz im Pflanzenbau

In einer Literaturanalyse (Chmelikova & Hülsbergen 2019) wurden 27 Studien mit 58 Vergleichspaaren auf der Ebene der Fruchtfolge und 25 Studien mit 53 Vergleichspaaren für Weizen ausgewertet.

Der geringere Energieinput im ökologischen Landbau war sowohl auf Fruchtfolge- und Betriebsebene als auch auf Fruchtartenebene (Beispiel Weizen) nachweisbar (Abb. 10). In 100 % der untersuchten Pilotbetriebe, 93 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtfolge bzw. 96 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtart Weizen lag der flächenbezogene Input fossiler Energie im ökologischen Pflanzenbau unter dem des konventionellen Pflanzenbaus.

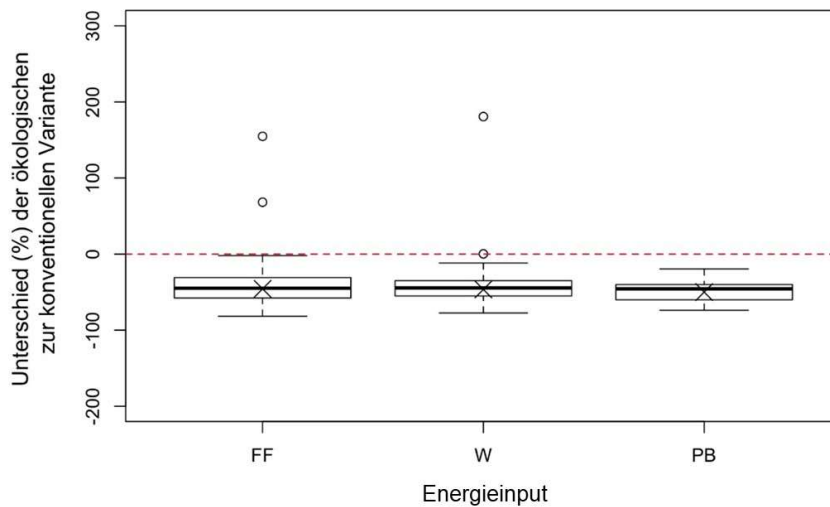


Abbildung 10: Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft (Referenz: 0%, rote Linie) hinsichtlich des Energieinputs. Datengrundlage: Daten aus Studien auf der Ebene von Fruchtfolgen (FF) ($n = 58$), Daten aus Studien auf der Ebene der Fruchtart Weizen (W) ($n = 53$), Daten aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe (PB) auf Ebene des Betriebes (Ackerbau und Grünland) ($n = 31$). Chmelikova & Hülsbergen (2019)

Insgesamt wurden 21 Studien mit 42 Vergleichspaaren auf der Ebene der Fruchtfolge und 16 Studien mit 28 Vergleichspaaren auf der Ebene der Fruchtfolge (Weizen) ausgewertet, die die Energieeffizienz im ökologischen Pflanzenbau und im konventionellen Pflanzenbau vergleichend untersucht haben.

Die Energieeffizienz des ökologischen Pflanzenbaus (Fruchtfolge, Fruchtart Weizen, Pilotbetriebe) übertrifft die Energieeffizienz des konventionellen Pflanzenbaus (Abb. 11). In 71 % der untersuchten Pilotbetriebe, 55 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtfolge bzw. 57 % der Vergleichspaare auf Ebene der Fruchtart Weizen lag die Energieeffizienz im ökologischen Pflanzenbau über der des konventionellen Pflanzenbaus.

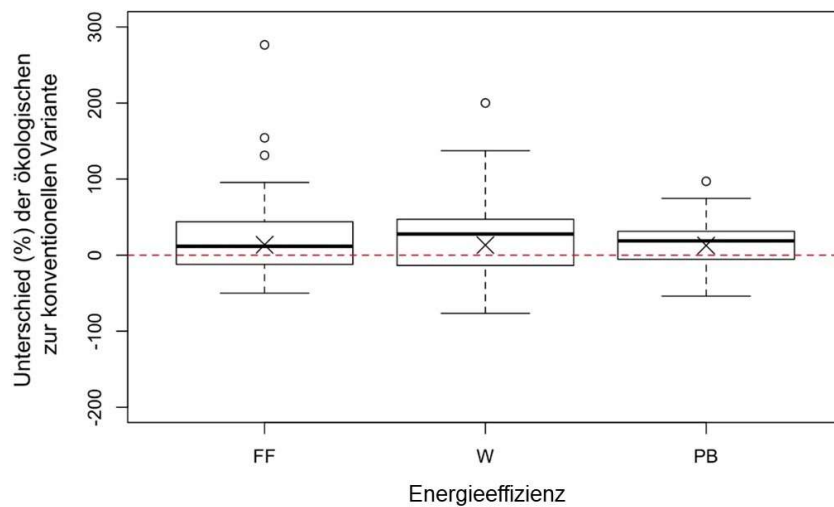


Abbildung 11: Relative Unterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft (Referenz: 0 %, rote Linie) hinsichtlich der Energieeffizienz. Datengrundlage: Daten aus Studien auf der Ebene von Fruchtfolgen (FF) ($n = 42$), Daten aus Studien auf der Ebene der Fruchtart Weizen (W) ($n = 28$), Daten aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe (PB) auf Ebene des Betriebes (Ackerbau und Grünland) ($n = 31$). Chmelikova & Hülsbergen (2019)

5.2.4. Diskussion, Bewertung und Schlussfolgerungen zu Energiebilanzen

Bei der Energiebilanzierung des Pflanzenbaus gibt es Konventionen, die in aktuellen Studien fast immer umgesetzt werden. So bleiben die menschliche Arbeitskraft und die Sonnenenergie unberücksichtigt (vgl. Abb. 7). Der Energieinput umfasst nur den Einsatz fossiler Energie, dieser wird aber möglichst umfassend im Sinne einer vollständigen Ökobilanz analysiert.

Es wurden auch Energiebilanzierungsmethoden entwickelt, die alle Energieflüsse in Agrarökosystemen sowie die Entropie erfassen (vgl. Jones 1989, Hülsbergen et al. 2001), allerdings sind diese thermodynamischen Analysen auf spezielle Fragestellungen und Grundlagenarbeiten ausgerichtet. Für die Anwendung auf Betriebsebene und Systemvergleiche ökologischer und konventioneller Betriebe sind sie eher ungeeignet, und die Ergebnisse auch schwer interpretierbar.

Ein kritischer Punkt aller prozessorientierten Energiebilanzierungsmethoden ist die Festlegung der Energieäquivalente, also der Modellparameter für die Berechnung des Energieeinsatzes zur Herstellung von Produktionsmitteln, die in landwirtschaftlichen Systemen eingesetzt werden. Streng genommen müssten diese Energieäquivalente fortlaufend angepasst werden, da sich z.B. der Energiemix in Deutschland, und damit auch der Anteil regenerativer Energie ständig ändert. Gleiches gilt für Innovationen in industriellen Produktionsverfahren, die zur Energieeinsparung führen. Angesichts der Klimaschutzziele in Deutschland und der EU ist mit massiven Energie- und Treibhausgas-einsparungen, z.B. in der Stahl- und Zementproduktion zu rechnen, sodass die heutigen Energieäquivalente dann nicht mehr gelten werden (z.B. bei der Herstellung von Maschinen und Geräten, Gebäuden und baulichen Anlagen).

Auch bei der Herstellung von Mineraldüngerstickstoff und Pflanzenschutzmitteln ist der zunehmende Einsatz regenerativer Energieträger (z.B. „grüner Wasserstoff“ zu erwarten²⁷). Wenn aber der Vorleistungsbereich schrittweise auf regenerative Energieträger umgestellt wird, würden sich der Einsatz fossiler Energie und die damit verbundenen Treibhausgasemissionen in agrarischen Wertschöpfungsketten selbst dann vermindern, wenn die landwirtschaftlichen Produktionssysteme unverändert blieben. Somit sind die in dieser Arbeit präsentierten Energiebilanzen eine „Momentaufnahme“; sie beschreiben die derzeitige Situation. Künftig sind unter den genannten Aspekten abnehmende Energieinputs und Treibhausgasemissionen zu erwarten.

Der Einsatz fossiler Energie verursacht CO₂-Emissionen und beeinflusst die Treibhausgasbilanz maßgeblich (Frank 2014, Böswirth 2017). Daher ist die Reduzierung des Einsatzes fossiler Energie aus Klimaschutzgründen dringend erforderlich.

Die Untersuchungen zeigen, dass es ökologische Pilotbetriebe gibt, die auf sehr niedrigem Intensitätsniveau (mit sehr geringem Energieinput) wirtschaften, aber damit auch nur geringe Energieerträge (Energieoutputs) erzielen. Es gibt aber auch ökologische Pilotbetriebe, die ein hohes Intensitätsniveau aufweisen und Erträge erzielen, die zum Teil die Erträge und Energieoutputs konventioneller Betriebe übersteigen (vgl. Abb. 9). Aus diesen Ergebnissen ist zu schlussfolgern, dass Ertragssteigerungen (in bisher extensiven Systemen) eine Intensivierung und damit zusätzliche Energieinputs erfordern würden. Hier stellt sich auch die Frage, bis zu welchem Energieinput die Intensität ökologischer Pflanzenbau- und Betriebssysteme gesteigert werden kann, ohne negative Umwelt- und Klimawirkungen in Kauf nehmen zu müssen. Viele positive Umweltwirkungen beruhen ja gerade auf extensiven Produktionsverfahren, die möglicherweise verloren gehen, wenn zu stark intensiviert wird. Somit geht es nicht um ein maximales, sondern ein standortspezifisch optimales Intensitätsniveau, das angemessene Erträge mit hohen Umweltleistungen verbindet.

In der Landwirtschaft und Lebensmittelwirtschaft sollten alle Anstrengungen unternommen werden, um fossile Energie und damit verbundene Treibhausgasemissionen einzusparen. Effizienzsteigerungen sind durch die Reduzierung der fossilen Energieinputs, z.B. durch die Nutzung regenerativer Energien, optimierte Verfahrensgestaltung wie z.B. Weidegang, Nutzung legumer N-Bindung, Einsatz energieeffizienter Technik sowie die Steigerung der Erträge und der Energiebindung (z.B. Sorten mit höherem Ertragspotenzial, Fruchtfolgeoptimierung) möglich.

²⁷ Die Produktion von Ammoniak als Düngemittel im Haber-Bosch-Verfahren ist sehr energieaufwändig. Mit einem Anteil von bis zu drei Prozent am weltweiten Energiebedarf ist die Ammoniaksynthese einer der größten industriellen Energieverbraucher. Rund 80 Prozent des hergestellten Ammoniaks werden als Düngemittel eingesetzt (Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages 2018). Die eingesetzten fossilen Brennstoffe (Erdgas, Erdöl, Kohle) dienen der Bereitstellung des Wasserstoffs für das Haber-Bosch-Verfahren. Der auf diese Weise erzeugte Wasserstoff hat dadurch einen mehr oder weniger großen „CO₂-Fußabdruck“. Prinzipiell ist die Herstellung von Wasserstoff ohne oder mit einem erheblich kleineren „CO₂-Fußabdruck“ denkbar, wenn erneuerbare Energie (aus Sonne oder Wind) zur Wasserelektrolyse eingesetzt werden (Kugler et al. 2015).

6. Humusbilanz und Bodenkohlenstoffbindung

6.1. Problemstellung – ökologische Relevanz und Handlungsbedarf

Die pflanzenbauliche und agrarökologische Bedeutung des Humus liegt in der positiven Beeinflussung zahlreicher Bodeneigenschaften und -prozesse (Tab. 10). Durch Humusaufbau kann die Ertragsfähigkeit von Böden gesteigert werden. Zudem wird durch Humusaufbau Kohlenstoff in Böden gespeichert; Böden sind ein wichtiger C-Pool im globalen C-Kreislauf (Lal 2004, Janzen 2004).

Die Humusdynamik von Ackerböden hängt von vielen Faktoren ab, den Standortbedingungen, den Humusausganggehalten, der Fruchtfolge, der Düngung und Bodenbearbeitung. Zwei wesentliche Faktoren steuern die Humusmenge im Boden – die Zufuhr organischer Substanz (Menge und Qualität) sowie der Abbau organischer Bodensubstanz.

Tabelle 10: Ackerbauliche und ökologische Funktionen des Humus

Ackerbauliche und ökologische Funktionen des Humus

Speicher und Transformator von Nährstoffen: Im Humus sind Stickstoff, Schwefel und Phosphor gebunden, der Humus-Pool enthält 95 bis 98 % des Stickstoffs des Bodens.
Humus verbessert die Nährstoffnachlieferung und Nährstoffausnutzung.

Kohlenstoffspeicher: Humus besteht zu etwa 60 % aus Kohlenstoff (C). Bei einem C-Gehalt von 1 % (= 1,7 % Humusgehalt) sind im Oberboden etwa 45 t C ha⁻¹ gebunden. Beim Humusaufbau kommt es zur C-Speicherung und CO₂-Bindung aus der Atmosphäre.

Förderung der bodenbiologischen Aktivität: Erhöhter mikrobieller Umsatz und Besiedlung durch die Bodenfauna bei guter Humusversorgung. Damit sind phytosanitäre Wirkungen verbunden sowie positive Effekte auf den Stoffumsatz und das Bodengefüge.

Aufbau eines günstigen Bodengefüges: Humuszufuhr fördert die Aggregatstabilität und Bodendurchlüftung, verbessert die Wasserspeicherung und Durchwurzelbarkeit, vermindert die Bodenerosion durch geringere Verschlämmungsneigung, höhere Infiltrationsrate und geringeren Oberflächenabfluss. Die Gefahr der Bodenschadverdichtung kann bei optimaler Humusversorgung reduziert werden.

Das deutschlandweite Netzwerk der Pilotbetriebe bietet die Möglichkeit, die Humusversorgung von Ackerböden auf unterschiedlichen Standorten in ökologischen und konventionellen Betrieben zu untersuchen. In Bezug auf den Kohlenstoffkreislauf und Humusbilanz ergeben sich folgende Fragen:

- Wie ist die derzeitige Humusversorgung der Ackerböden?
- Unter welchen Bedingungen kann es zur Humusunterversorgung und zum Humusabbau kommen?
- Welchen Einfluss haben die Betriebsstrukturen (Fruchtfolge, Tierbesatz) auf die Humusbilanz?
- Ist die Kohlenstoffbildung durch Humusaufbau eine relevante Größe in der Treibhausgasbilanz?
- Durch welche Maßnahmen kann die Humusversorgung optimiert werden?

6.2. Humusbilanzen im ökologischen und konventionellen Pflanzenbau

6.2.1. Methodische Grundlagen

Im Modell REPRO kommt die dynamische Humuseinheiten (HE)-Methode nach Leithold et al. (1997) in einer weiterentwickelten Form zur Anwendung (Hülsbergen 2003). Die Humuseinheit ist als eine Tonne Humus mit 50 kg N und 580 kg C definiert. Das Prinzip der Humusbilanzierung besteht darin, dass dem durch den Anbau humuszehrender Fruchtarten (Hackfrüchte, Silomais, ...) verursachten Humusbedarf die Zufuhren durch den Anbau humusmehrender Fruchtarten (z.B. Leguminosen, Feldgras) und organische Dünger (z.B. Stroh, Stallung, Kompost, Gülle) gegenübergestellt werden. Die Bilanzparameter der HE-Methode²⁸ wurden in Dauerversuchen experimentell abgeleitet und validiert.

Die Berechnung des Humusbedarfs erfolgt ertragsabhängig (dynamisch) auf der Grundlage von Stickstoffbilanzen (Brock et al. 2012, Leithold et al. 2015). Hierbei wird die Netto-N-Mineralisation in Abhängigkeit von Einflussfaktoren (Ertrag, N-Gehalt, N-Entzug, N-Effizienz, Mineral-N-Düngung) kalkuliert. Von der Boden-N-Aufnahme wird auf die Humusvorratsänderung geschlossen. Stickstoff- und Kohlenstoffumsatz im Boden sind bei dieser Methode eng gekoppelt (wie in Bodenprozessmodellen). Bei gleichem Ertragsniveau einer Fruchtart (z.B. Weizen) ergibt sich im ökologischen Landbau meist ein höherer Humusbedarf (gegenüber konventionellen Systemen) aufgrund der intensiveren Bodenbearbeitung und mechanischen Unkrautregulierung und des höheren Anteils des Boden-N an der Ertragsbildung, da kein Mineraldüngerstickstoff eingesetzt wird (Leithold et al. 2015).

Die Parameter für humusmehrende Fruchtarten (z.B. Luzerne, Rotklee, Ackergras, Klee-Luzerne-Gras-Gemenge) wurden in Dauerfeldversuchen anhand der gemessenen und modellierten langjährigen C_{org} - und N_{org} -Akkumulation im Boden ermittelt. Auch bei diesen Parametern erfolgt eine ertragsabhängige Differenzierung – je höher der Ertrag, umso höher ist die Humusersatzleistung. Die Parameter beziehen sich überwiegend auf den Ap-Horizont, wodurch der humusanreichernde Effekt tiefwurzender Pflanzen (z.B. Luzerne) unterschätzt wird (Hülsbergen 2003, Braun et al. 2010). Die organischen Dünger werden nach ihrer stofflichen Zusammensetzung (TM-Gehalt, C:N-Gehalt, Ligningehalt) und dem Rottegrad bewertet. Die Bilanzparameter stammen ebenfalls aus Feldexperimenten sowie aus Inkubationsversuchen.

Bei organischen Düngern der Tierhaltung erfolgt eine Differenzierung nach Tierarten, Lagerungs- und Aufbereitungsverfahren (Hülsbergen 2003). Größere Unsicherheiten bei der Bilanzierung ergeben sich durch die nur ungenaue Bestimmung der zugeführten organischen Primärschubstanz (die Stroh- und Gründüngung wird unter Praxisbedingungen nicht genau erfasst; auch die Applikationsmengen und Inhaltsstoffe der Wirtschaftsdünger werden nur näherungsweise bestimmt).

Mit Hilfe der HE-Methode können auf der Grundlage verfügbarer Standort- und Bewirtschaftungsdaten Humusvorratsänderungen in Abhängigkeit vom Bewirtschaftungssystem geschätzt werden. Die Humussalden (angegeben in kg Humus-C) kennzeichnen die zu erwartenden Boden- C_{org} - und N_{org} -Vorratsänderungen. Die Humussalden können nach VDLUFA (2014) in Versorgungsklassen eingestuft werden. Zusätzlich gibt der Humusversorgungsgrad Auskunft, ob Humusbedarf und Humuszufuhr übereinstimmen oder Anpassungen im Management erforderlich sind.

²⁸ Die auf den Prinzipien der HE-Methode basierende HUMOD-Methode ist bei Brock et al. (2012) detailliert beschrieben und wissenschaftlich begründet. Eine Übersicht der in Mitteleuropa verwendeten Humusbilanzierungsmethoden geben Brock et al. (2013).

6.2.2. Ergebnisse im Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe

Die für das Ackerland berechneten Humusbilanzen zeigen einen höheren Humusbedarf in den konventionellen Betrieben, vor allem bedingt durch höhere Hackfrucht- und Silomaisanteile in der Fruchtfolge. Die Ergebnisse belegen, dass nicht nur deutliche Unterschiede zwischen konventionellen und ökologischen Betrieben bestehen; auch die Betriebsstruktur (viehlos vs. viehhaltend, Anbaustruktur und Fruchtfolge) hat erheblichen Einfluss auf die Humusversorgung (Tab. 11).

Die größte Humusanreicherung (Humussaldo: \bar{x} 260 kg C ha⁻¹ a⁻¹) wird für die ökologischen Milchviehbetriebe berechnet. Die Humuszufuhr erfolgt in diesen Betrieben überwiegend durch Wirtschaftsdünger der Tierhaltung (mittlerer Tierbesatz: 0,86 GV ha⁻¹) sowie über die positiven Humuseffekte des Klee-grasanbaus (\bar{x} 39 % der Ackerfläche). Auch in den ökologischen Marktfruchtbetrieben ist die Humusbilanz im Mittel positiv, allerdings wird in diesen Betrieben den Böden organische Substanz überwiegend durch Stroh- und Gründüngung zugeführt. In beiden ökologischen Betriebsgruppen sind aber auch Pilotbetriebe mit negativen Humusbilanzsalden anzutreffen. Die Spannweite der Humussalden (-282 bis 200 kg C ha⁻¹ a⁻¹ in ökologischen Marktfruchtbetrieben, -78 bis 712 kg C ha⁻¹ a⁻¹ in ökologischen Milchviehbetrieben) belegt die enorme Variabilität der Humusversorgung, die durch unterschiedliche Betriebsstrukturen (Anbaustruktur, Fruchtfolge, Tierbesatz), organische Düngung und differenzierte Standortbedingungen verursacht wird. In einigen Betrieben besteht Optimierungsbedarf, negative Humusbilanzen sollten unbedingt vermieden werden.

In den konventionellen Pilotbetrieben wurden im Mittel negative Humusbilanzsalden ermittelt. Neben dem im Vergleich zu den ökologischen Betrieben höheren Humusbedarf sind auch geringere Humusersatzleistungen berechnet worden, die geringsten in den konventionellen Marktfruchtbetrieben.

Tabelle 11: Humusbilanz²⁹ der Pilotbetriebe, bezogen auf Ackerland, in kg Humus-C (Schmid et al. 2022)

Kennzahl	ME	ökologische Pilotbetriebe		konventionelle Pilotbetriebe	
		Marktfrucht	Milchvieh	Marktfrucht	Milchvieh
Humusbedarf	kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	-515 (-752 - -329)	-438 (-738 - -219)	-636 (-942 - -403)	-667 (-1177 - -279)
Humusersatzleistung	kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	557 (412 - 728)	678 (256 - 1234)	490 (270 - 911)	555 (186 - 955)
Humusmehrer	kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	196 (79 - 336)	344 (116 - 708)	17 (0 - 68)	103 (0 - 532)
Stroh- und Gründüngung	kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	208 (92 - 315)	89 (0 - 224)	382 (187 - 551)	128 (0 - 316)
Wirtschaftsdünger	kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	153 (0 - 557)	263 (68 - 520)	91 (0 - 644)	324 (150 - 648)
Humussaldo	kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	42 (-282 - 200)	260 (-78 - 712)	-144 (-648 - 200)	-126 (-992 - 666)
Versorgungsgrad	%	112 (60 - 146)	172 (88 - 359)	81 (30 - 128)	89 (0 - 315)

²⁹ Die Humusbilanzen wurden mit der dynamischen (ertragsabhängigen) Humusbilanzmethode des Modells REPRO (Hülsbergen 2003) berechnet.

Die Spannweite der Humussalden (-648 bis $200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in konventionellen Marktfruchtbetrieben, -992 bis $666 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in konventionellen Milchviehbetrieben) belegt, dass es in einigen Betrieben dringenden Handlungsbedarf zur besseren Humusversorgung der Ackerböden gibt. Die zum Teil extrem negativen Salden entsprechen Versorgungsstufe A (nach VDLUFA 2014), bei der mit negativen Wirkungen auf Bodeneigenschaften und -funktionen sowie Ertragsminderungen zu rechnen ist.

In einigen Pilotbetrieben wurden sehr positive Humussalden berechnet, in anderen Betrieben extrem negative Humussalden. Nach diesen Modellergebnissen müsste es entsprechend zum Humusaufbau oder Humusabbau bzw. zur Erhöhung oder Verminderung der Bodenkohlenstoffvorräte kommen.

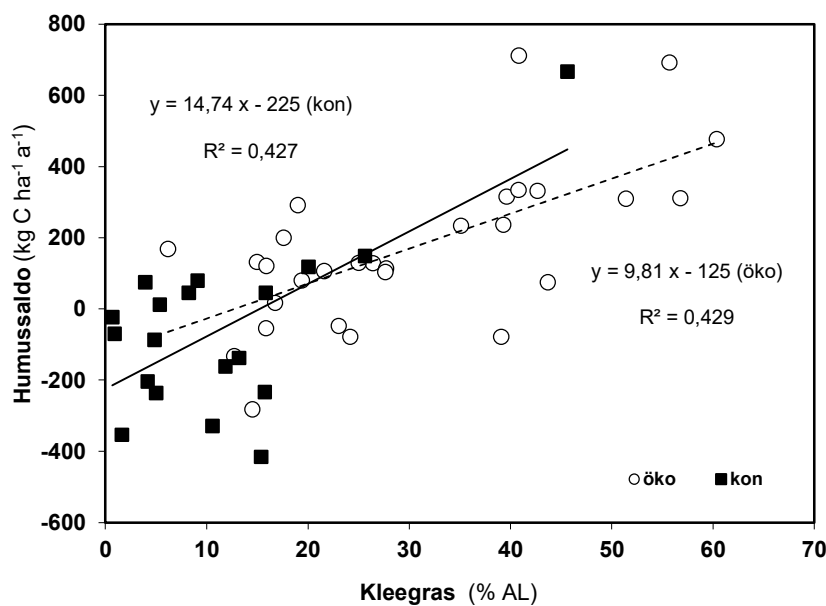


Abbildung 12: Zusammenhang zwischen Kleegrasanteil am Ackerland und Humussaldo im Pflanzenbau der Pilotbetriebe, bezogen auf die Ackerfläche (Schmid et al. 2022)

Zwischen dem Kleegrasanteil und dem Humussaldo besteht ein positiver Zusammenhang – sowohl in den ökologischen als auch in den konventionellen Betrieben (Abb. 12). Die Anbaustruktur hat somit neben dem Tierbesatz und dem Wirtschaftsdüngeranfall deutlichen Einfluss auf die Humusversorgung der Ackerböden. Bei Kleegrasanteilen über 20 % werden überwiegend positive oder weitgehend ausgeglichene Humusbilanzen³⁰ erzielt. Allerdings zeigt die Variabilität der Humussalden, dass viele Faktoren die Humusversorgung beeinflussen. So können beispielsweise geringe Kleegrasanteile durch intensive organische Düngung und Zwischenfruchtanbau kompensiert werden. Selbst bei Kleegrasanteilen von 30 oder 40 % können negative Humussalden auftreten, vor allem bei gleichzeitig hohen Hackfrucht- und Maisanteilen in den Fruchtfolgen.

³⁰ Nach VDLUFA (2014) gilt der Wertebereich von -75 bis $100 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ als optimal (Versorgungsklasse C) unter den Bedingungen des konventionellen Landbaus, der Wertebereich von 0 bis $300 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ als optimal unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus.

6.2.3. Diskussion, Bewertung und Schlussfolgerungen zu Humusbilanzen

Für die Humusbilanzierung in den Pilotbetrieben wurde die im Modell REPRO implementierte dynamische Humuseinheitenmethode verwendet. Ein Vorteil der dynamischen Humusbilanzierung gegenüber anderen Methoden (z.B. nach VDLUFA 2014) ist die Berücksichtigung des Ertragsniveaus der angebauten Kulturpflanzen und der Standortbedingungen. Ein genereller Nachteil der Humusbilanzierung ist der lineare Ansatz. Demnach wird je nach Humusbilanzsaldo ein linearer Anstieg bzw. eine lineare Abnahme der Humus- und C_{org} -Vorräte berechnet; die Einstellung von Fließgleichgewichten im Boden kann mit Humusbilanzen nicht abgebildet werden (Hülsbergen 2003). Hierzu wären Bodenprozessmodelle erforderlich, die näherungsweise die C_{org} -Langzeitdynamik von Böden beschreiben können. Allerdings erfordern diese Modelle einen deutlich höheren Analyseaufwand und Modelleingangsdaten als Startwerte (z.B. bodenphysikalische Parameter, Humusausgangsgehalte, etc.). Dieser Aufwand war im Netzwerk der Pilotbetriebe nicht zu leisten, sollte aber in künftigen, ähnlich ausgerichteten Forschungsprojekten in Erwägung gezogen werden. Zu beachten ist aber auch, dass die meisten Bodenprozessmodelle bislang nur für wenige Fruchtarten und Standorte parametrisiert und validiert sind.

Die in den Pilotbetrieben nachgewiesene und auch in weltweiten Metastudien (Gattinger et al. 2012) gefundene höhere Humusversorgung der Böden im ökologischen Landbau hat vor allem betriebsorganisatorische Ursachen (Anbaustruktur, Fruchtfolge), ist aber auch auf unterschiedliche Dünge-systeme und Dünge-strategien zurückzuführen.

Ein Schlüsselfaktor für den Humusaufbau ist das Klee-gras³¹, dessen positive Humuswirkungen von der Bestandszusammensetzung, der Nutzungsdauer und dem Ertrag abhängen (Braun et al. 2010). So wiesen Levin et al. (2021) in einem Dauerfeldversuch³² nach, dass unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus mit steigendem Klee-grasanteil der Fruchtfolge steigende Humus- und C_{org} -Gehalte auftreten. Signifikant positiven Einfluss hatte zudem die organische Düngung mit Biogas-Gärresten. Da auf Luzerne-Klee-grasanbau in vielen konventionellen Betrieben (vor allem in Marktfruchtbetrieben) verzichtet wird, fehlen auch die positiven Wirkungen von Luzerne-Klee-gras auf die Humusbildung, das Bodenleben, das Bodengefüge, die Stickstoffversorgung und Unkrautregulierung.

Die ökologischen Milchviehbetriebe haben deutlich höhere Klee-grasanteile als die ökologischen Marktfruchtbetriebe, was sich auch in den Ergebnissen der Humusbilanzierung zeigt (Tab. 11). Auf die positiven pflanzenbaulichen und agrarökologischen Funktionen des Klee-grasanbaus sollte auch in den Marktfruchtbetrieben nicht verzichtet werden, selbst wenn eine futterbauliche Nutzung nicht möglich ist. Die ökologischen Milchviehbetriebe tragen zudem wesentlich zur Pflege und zur Erhaltung des Dauergrünlands bei. Zahlreiche Untersuchungen, auch die deutschlandweite Bodenzustandserhebung (Jacobs et al. 2018) zeigen, dass unter sonst gleichen Standortbedingungen auf dem Grünland höhere Humus- und C_{org} -Vorräte als auf Ackerflächen zu finden sind. Die in Tab. 11 dargestellten Ergebnisse zur Humusbilanzierung beziehen sich nur auf das Ackerland, das Grünland ist aus methodischen Gründen³³ nicht einbezogen.

³¹ Luzerne, Luzernegras, Klee-gras (mehrjährige, mehrschnittige Leguminosen-Gras-Gemenge) haben vergleichbar hohe Humusersatzleistungen (vgl. VDLUFA 2014).

³² im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen der Technischen Universität München

³³ In den meisten Humusbilanzierungsmethoden (auch in der Methode nach VDLUFA 2014 und der dynamischen Humuseinheitenmethode) bleibt das Grünland unberücksichtigt, weil davon ausgegangen wird, dass auf dem Grünland kein

Die bewirtschaftungsbedingte Veränderung der Bodenkohlenstoffvorräte ist nach den Untersuchungen in den Pilotbetrieben eine relevante Größe in der Treibhausgasbilanz. Mit steigender C-Bindung im Humus gehen die flächen- und produktbezogenen CO₂-Emissionen zurück (Abb. 14 und Abb. 15). Einige ökologische Betriebe mit positiver Humusbilanz wirtschaften mit sehr geringen THG-Emissionen oder sogar CO₂-neutral, d.h. die CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie sowie durch die N₂O-Emissionen der Böden werden durch die C-Bindung im Humus kompensiert.

Hierbei ist zu beachten, dass die C-Bindung in Böden durch Humusaufbau mengenmäßig und zeitlich limitiert ist. Die Anreicherung erfolgt bis zur Einstellung neuer bewirtschaftungsabhängiger C-Fließgleichgewichte (Johnson et al. 1995). Nach Ergebnissen aus Dauerfeldexperimenten werden C_{org}-Fließgleichgewichte nach vorangegangenen Bewirtschaftungsänderungen erst nach mehreren Jahrzehnten erreicht (Hülsbergen 2003). Es ist jedoch fraglich, ob sich in der Praxis Humusgleichgewichte einstellen, weil die Betriebssysteme nicht (wie statischen Dauerversuchen) unverändert bleiben. Vielmehr kommt es immer wieder zu betriebsstrukturellen Veränderungen (Anpassungen der Anbausysteme und Fruchtfolgen, Umstellung auf ökologischen Landbau, etc.).

Humusproblem besteht und sich auf dem Dauergrünland bei ausreichend langer, gleichbleibender Bewirtschaftung standortspezifische Humus-Fließgleichgewichte eingestellt haben. Die Humusbilanzparameter sind daher nur für Fruchtarten auf dem Ackerland und im Gemüseanbau definiert.

7. Treibhausgasbilanz und Klimawirkungen

7.1. Problemstellung – ökologische Relevanz und Handlungsbedarf

Die Landwirtschaft trägt maßgeblich zur Emission klimarelevanter Gase bei, vor allem durch Methanemissionen aus der Tierhaltung und Lachgasemissionen aus Böden. Im Jahr 2020 war die deutsche Landwirtschaft für 60,4 Mio t CO_{2eq} (8,2 % der Gesamtemissionen in Deutschland) verantwortlich (UBA 2021). Das 2021 novellierte Klimaschutzgesetz legt fest, dass die Emissionen der Landwirtschaft bis 2030 auf 56 Mio. t CO_{2eq} reduziert werden müssen (UBA 2021). Die Landwirtschaft ist aber nicht nur Verursacher von Treibhausgasemissionen, sie bietet auch Potenziale zur Treibhausgasminderung und Kohlenstoffspeicherung in Böden (Lal 2004, Küstermann et al. 2008, Don et al. 2018).

Treibhausgasemissionen in Pflanzenbausystemen

Von besonderem Interesse sind in diesem Zusammenhang die Klimawirkungen ökologischer und konventioneller Pflanzenbausysteme. Bisherige Systemanalysen und -vergleiche (z.B. Flessa et al. 2002, Deike et al. 2008, Küstermann et al. 2008, Tuomisto et al. 2012) kommen zu unterschiedlichen Ergebnissen. Dieser Sachverhalt ist Ausdruck der Vielfalt der Pflanzenbausysteme, aber auch auf die eingeschränkte Vergleichbarkeit von Studien aufgrund unterschiedlicher Systemgrenzen und Methoden der Treibhausgasbilanzierung zurückzuführen.

Treibhausgasemissionen werden von den Stoffkreisläufen und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben geprägt (Küstermann et al. 2008, Frank 2014, Böswirth 2017). Die Untersuchung dieser Stoff- und Energieflüsse bietet daher Ansatzpunkte, die Ursachen von Treibhausgasemissionen aufzuklären und Maßnahmen zur Emissionsminderung abzuleiten. Hierauf sind die Untersuchungen im Netzwerk der Pilotbetriebe ausgerichtet. Auf der Grundlage langjähriger Betriebsdaten werden flächen- und produktbezogene Treibhausgasbilanzen des Pflanzenbaus berechnet, um folgende Fragen zu klären:

- Welche Faktoren bestimmen die Treibhausgasbilanz im Pflanzenbau?
- Wie ist der Zusammenhang zwischen Stickstoffbilanz, Energiebilanz und Treibhausgasflüssen?
- Ist die Bodenkohlenstoffsequestrierung eine relevante Größe in der Treibhausgasbilanz?
- Gibt es bei den Treibhausgasemissionen systembedingte Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben sowie zwischen Marktfrucht- und Milchviehbetrieben?
- Wie groß ist die einzelbetriebliche Variabilität der Treibhausgasflüsse?

Treibhausgasemissionen in Milchviehsystemen

Die Milchviehhaltung ist national und global ein bedeutender Verursacher von Treibhausgas (THG)-Emissionen (FAO 2006, UBA 2019) und steht wegen der stoffwechselbedingten Methanemissionen im Fokus der gesellschaftlichen Diskussion über die Klimawirkungen der Nutztierhaltung (Deutscher Bundestag 2016). Es gibt zahlreiche wissenschaftliche Studien, in denen THG-Flüsse der Milchviehhaltung analysiert und Maßnahmen zur THG-Minderung geprüft werden (Thomassen et al. 2008, FAO 2010, Bell et al. 2011, Hörtenhuber et al. 2011, Vellinga et al. 2011, Zehetmeier et al. 2012, Grandl et al. 2019). Oftmals waren die Untersuchungen auf die Methanemissionen in Abhängigkeit von Fütterung und Milchleistung fokussiert (Kirchgeßner et al. 1991, Jentsch et al. 2007), nur wenige wissenschaftliche Arbeiten haben den Anspruch, alle relevanten THG-Flüsse der Milchviehhaltung zu quantifizieren. Beispielweise wurden der Einfluss der Milchviehhaltung auf die Bodenkohlenstoffvorräte einschließlich der Wirkungen von Landnutzungsänderungen nur in wenige TGH-Bilanzen

der Milcherzeugung einbezogen. Obwohl es Modelle zum Einsatz fossiler Energie in der Milchproduktion gibt (vgl. Refsgaard et al. 1998, Kraatz 2008), gingen die mit dem Energieeinsatz verbundenen CO₂-Emissionen bisher kaum in die THG-Bilanzen der Milchviehhaltung ein.

Aufgrund der systembedingten Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Milchviehhaltung steht die Frage, in welchem System die Milch klimaschonender produziert werden kann. Vergleichsuntersuchungen, die auf die stoffwechselbedingten Methanemissionen fokussiert waren, kamen zu dem Schluss, dass die ökologische Milchviehhaltung aufgrund des niedrigeren Leistungsniveaus höhere produktbezogene THG-Emissionen aufweisen müsste. Allerdings blieben bei dieser vereinfachten Betrachtung Aspekte wie die unterschiedliche Lebensdauer der Kühe, das Futterregime und die Haltungsbedingungen unberücksichtigt. Die Resultate bisheriger Vergleichsuntersuchungen zur THG-Bilanz der ökologischen und konventionellen Milcherzeugung sind z.T. widersprüchlich und inkonsistent; sie lassen noch keine fundierte Bewertung zu (Weckenbrock et al. 2019).

Die für die Milchviehhaltung vorliegenden Energie- und THG-Bilanzen basieren meist auf einer kleinen Zahl von Versuchs- oder Modellbetrieben (u.a. Refsgaard et al. 1998, Cederberg & Mattson 2000, Haas et al. 2001, Thomassen & deBoer 2005, Kraatz 2008) oder sind einzeltierbezogen (Grandl et al. 2019). Eine systematische Untersuchung der THG-Flüsse der Milchviehhaltung in Praxisbetrieben unterschiedlicher Struktur und Produktionsintensität ist bisher nur in Ansätzen realisiert, auch weil hierfür geeignete Modelle fehlen.

7.2. Treibhausgasbilanzen im ökologischen und konventionellen Landbau

7.2.1. Treibhausgasbilanzen im Pflanzenbau

Die flächen- und produktbezogenen Treibhausgasbilanzen des Pflanzenbaus (Tab. 12) integrieren die Aussagen der zuvor dargestellten Stoff- und Energiebilanzen (Stickstoff-, Humus- und Energiebilanzen). Die anbaubedingten CO₂-Emissionen der ökologischen Betriebe erreichen mit \bar{x} 557 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ a⁻¹ (Marktfruchtbau) bzw. \bar{x} 583 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ a⁻¹ (Milchviehhaltung) nur etwa 50 % der CO₂-Emissionen der konventionellen Betriebe (\bar{x} 1117 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ a⁻¹ (Marktfruchtbau), \bar{x} 1162 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ a⁻¹ (Milchviehhaltung)). Diese Daten entsprechen in etwa den Ergebnissen früherer Vergleichsuntersuchungen von Haas et al. (1995), die THG-Emissionen von 503 kg CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ (ökologischer Landbau) bzw. 1253 kg CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ (konventioneller Landbau) ermittelt haben.

Die höheren Emissionen der konventionellen Betriebe werden durch den Mineraldünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatz verursacht. Die Milchviehbetriebe weisen höhere Emissionen durch den Einsatz organischer Dünger³⁴ auf. Investitionsgüter sind hinsichtlich des THG-Emissionspotenzials von geringer Bedeutung. Beim Kraftstoffeinsatz ist Differenzierung zwischen den Systemen gering.

Tabelle 12: Treibhausgasbilanz des Pflanzenbaus der Pilotbetriebe, (Schmid et al. 2022)

Kennzahl	ME	ökologische Pilotbetriebe		konventionelle Pilotbetriebe	
		Marktfrucht	Milchvieh	Marktfrucht	Milchvieh
CO ₂ -Emission Anbau ^a	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹ a ⁻¹	557 (341 - 896)	583 (370 - 931)	1117 (830 - 1263)	1162 (846 - 1484)
CO ₂ -Emission durch Boden-C-Vorratsänderungen ^b	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹ a ⁻¹	-138 (-622 - 970)	-463 (-1771 - 181)	508 (-736 - 2234)	160 (-1239 - 1186)
N ₂ O-Emission	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹ a ⁻¹	804 (562 - 1071)	922 (558 - 1396)	1373 (964 - 1689)	1477 (1050 - 1799)
THG-Emission Gesamt	kg CO _{2 eq} ha ⁻¹ a ⁻¹	1223 (595 - 2172)	1041 (-431 - 2070)	2998 (1863 - 4616)	2799 (1297 - 4057)
THG-Emission (HP + NP) ^b	kg CO _{2 eq} GE ⁻¹	33 (20 - 51)	25 (-11 - 47)	33 (19 - 51)	39 (23 - 55)
THG-Emission (HP + NP) ^b	kg CO _{2 eq} GJ ⁻¹	16 (9 - 30)	9 (-4 - 15)	20 (11 - 30)	15 (8 - 22)

^a Angaben in kg CO₂-Äquivalent (CO_{2 eq}), Treibhausgasemissionen mit Berücksichtigung organischer Dünger, produktbezogene Emissionen mit Berücksichtigung von Haupt- und Nebenprodukten (HP + NP)

^b Positive Werte bedeuten CO₂-Emissionen durch Humusabbau, negative Werte bedeuten CO₂-Bindung durch Humusaufbau.

³⁴ In der Bilanz sind die Treibhausgasemissionen der organischen Dünger einbezogen, d.h. die in der Tierhaltung und bei der Düngerlagerung und -aufbereitung auftretenden Emissionen werden anteilig dem Dünger zugeordnet. Vereinfachend werden hierzu die organischen Dünger nach ihrem Nährstoffgehalt und ihrer Nährstoffwirkung (Substitutionswert) bewertet (analog zur energetischen Bewertung, vgl. Hülsbergen 2003).

Die CO₂-Emissionen durch Humusabbau bzw. die CO₂-Bindung durch Humusaufbau (Boden-C-Vorratsänderungen) wurde aus den Ergebnissen der Humusbilanz abgeleitet. Demnach sind die Böden der ökologischen Betriebe im Mittel eine C-Senke, die Böden der konventionellen Marktfruchtbetriebe im Mittel eine C-Quelle. Die Milchviehbetriebe haben nach diesen Ergebnissen ein höheres C-Sequestrierungspotenzial als die Marktfruchtbetriebe.

Die N₂O-Emissionen sind aus der Stickstoffbilanz abgeleitet; sie korrelieren mit dem N-Input. Die N₂O-Emissionen erreichen in den ökologischen Marktfruchtbetrieben mit \bar{x} 804 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ a⁻¹ die geringsten, in den konventionellen Milchviehbetrieben mit \bar{x} 1477 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ a⁻¹ die höchsten Werte.

Die Gesamtauswertung (Tab. 12) zeigt, dass die Milchviehbetriebe im Pflanzenbau etwas geringere flächenbezogene CO_{2 eq}-Emissionen als die Marktfruchtbetriebe aufweisen. Es wurden folgende Emissionen ermittelt: ökologischer Marktfruchtbau: \bar{x} 1223 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ a⁻¹; ökologische Milchviehhaltung: \bar{x} 1041 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ a⁻¹; konventioneller Marktfruchtbau: \bar{x} 2998 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ a⁻¹; konventionelle Milchviehhaltung: \bar{x} 2799 kg CO_{2 eq} ha⁻¹ a⁻¹.

Produktbezogen betragen die Emissionen: ökologischer Marktfruchtbau: \bar{x} 16 kg CO_{2 eq} GJ⁻¹; ökologische Milchviehhaltung: \bar{x} 9 kg CO_{2 eq} GJ⁻¹; konventioneller Marktfruchtbau: \bar{x} 20 kg CO_{2 eq} GJ⁻¹; konventionelle Milchviehhaltung: \bar{x} 15 kg CO_{2 eq} GJ⁻¹. Werden die erzeugten pflanzlichen Produkte mit Getreideeinheiten bewertet, verschieben sich die Relationen zwischen den Betriebsystemen etwas. Die konventionellen Milchviehbetriebe weisen die höchsten produktbezogenen Emissionen auf (\bar{x} 39 kg CO_{2 eq} GE⁻¹), ökologische und konventionelle Marktfruchtbetriebe erreichen den gleichen Wert von \bar{x} 33 kg CO_{2 eq} GE⁻¹.

Die Schwankungen innerhalb der Betriebsgruppen sind größer als die Unterschiede zwischen den Betriebsgruppen (Tab. 12). Die Vielfalt der Standort- und Managementeinflüsse spiegelt sich in den THG-Bilanzen wider und macht generalisierende Aussagen zu systembedingten Unterschieden schwierig. Daher ist es auch notwendig, Optimierungsstrategien zur Minderung von THG-Emissionen nicht pauschal, sondern standort- und betriebsbezogen abzuleiten. Der Zusammenhang zwischen Energieinput und Treibhausgasemissionen ist in Abb. 13 dargestellt. Mit steigenden Energieinputs steigen auch die flächenbezogenen Emissionen.

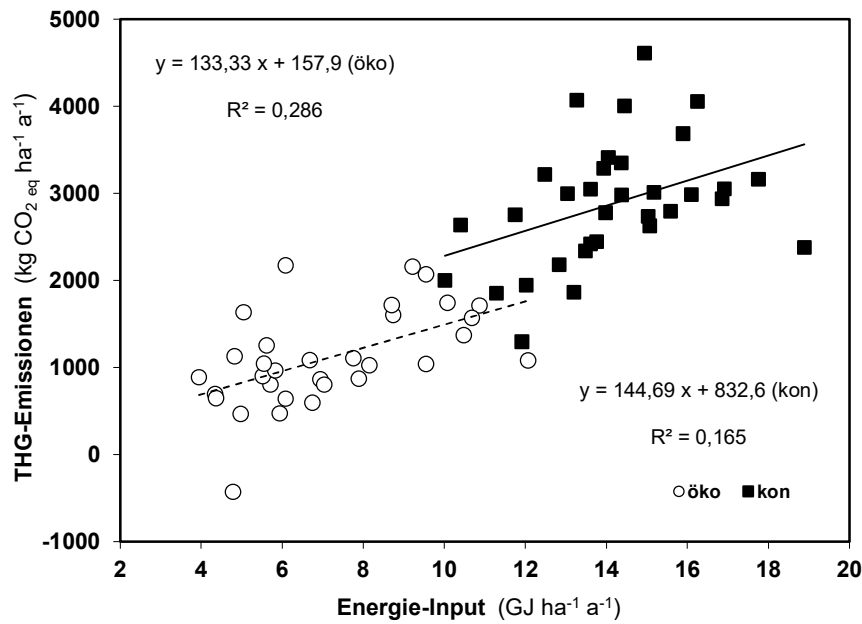


Abbildung 13: Zusammenhang zwischen Energieinput und Treibhausgasemission im Pflanzenbau der Pilotbetriebe, bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (Schmid et al. 2022)

Die C-Sequestrierung³⁵ hat starken Einfluss auf die flächen- und produktbezogenen CO₂-Emissionen. Mit steigender C-Bindung im Humus gehen die flächen- und produktbezogenen CO₂-Emissionen zurück (Abb. 14 und 15).

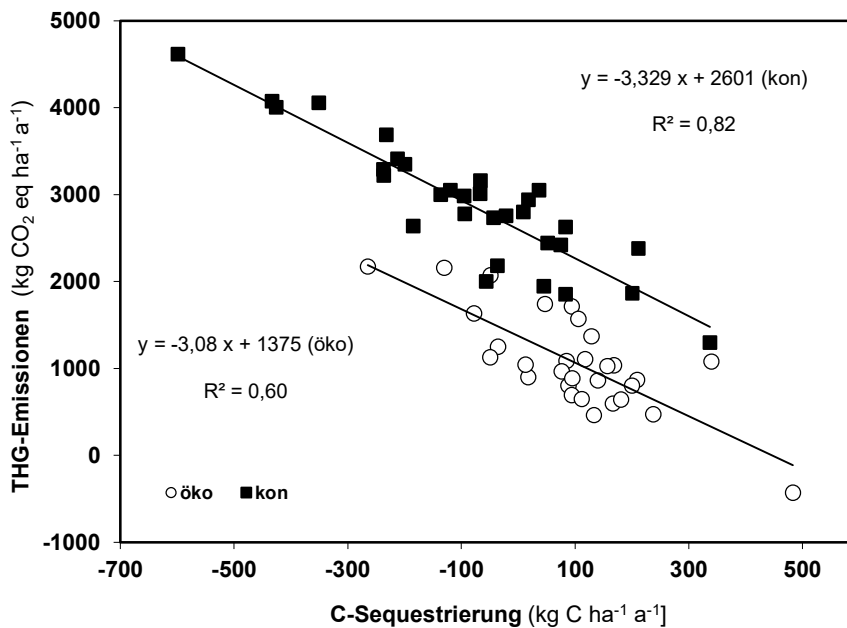


Abbildung 14: Zusammenhang zwischen C-Sequestrierung und flächenbezogener Treibhausgasemission im Pflanzenbau (Schmid et al. 2022)

³⁵ C-Sequestrierung ist im Kontext dieser Arbeit die Kohlenstoffbindung im Boden durch Humusaufbau.

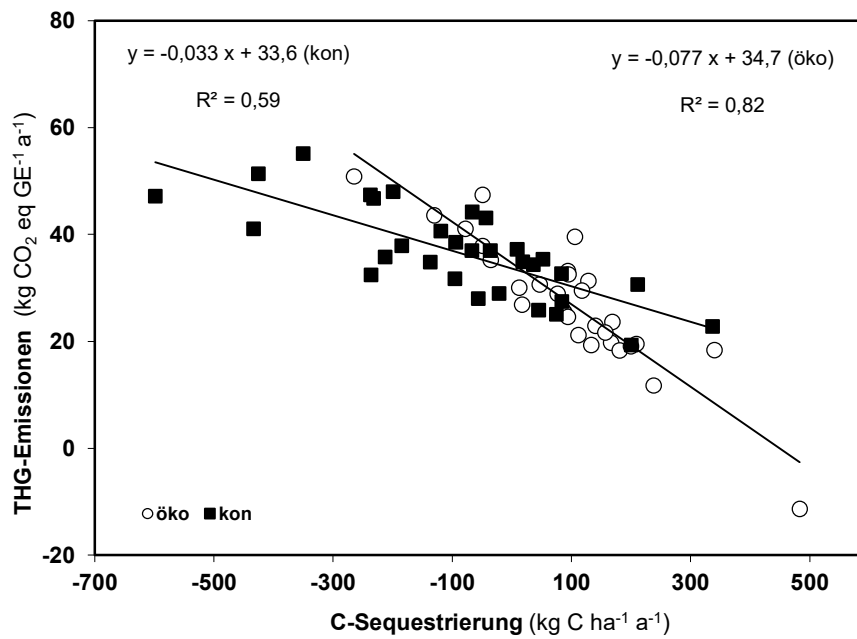


Abbildung 15: Zusammenhang zwischen C-Sequestrierung und produktbezogener Treibhausgasemission im Pflanzenbau (Schmid et al. 2022)

Einige ökologische Betriebe mit positiver Humusbilanz wirtschaften mit sehr geringen Gesamt-Emissionen oder sogar CO₂-neutral, d.h. die CO₂-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie und durch die N₂O-Emissionen der Böden werden durch die C-Bindung im Humus kompensiert.

In den Betrieben mit den höchsten Treibhauspotentialen je Produkteinheit sind die Böden eine CO₂-Quelle (negative Humusbilanz = CO₂-Emissionen). Die ökologischen Betriebe emittieren je Flächeneinheit deutlich weniger CO₂ als die konventionellen Betriebe (Abb. 14), nicht aber je Produkteinheit (Abb. 15). Hier zeigt sich, vor allem aufgrund des Ertragseinflusses, eine enorme Schwankungsbreite der produktbezogenen CO₂-Emissionen.

7.2.2. Treibhausgasbilanzen in der Milchviehhaltung

7.2.2.1. Methodische Grundlagen

Im Forschungsprojekt Netzwerk der Pilotbetriebe wurde ein Modell entwickelt, mit dem THG-Flüsse der Milchviehhaltung auf betrieblicher Ebene analysiert werden können. Die Modellentwicklung erfolgte auf der Basis des Modells REPRO, das um eine neue Modellkomponente für die Milchviehhaltung erweitert wurde. Bei der Modellentwicklung stand das übergeordnete Ziel, alle relevanten, mit der Milcherzeugung in Verbindung stehenden Stoff-, Energie- und THG-Flüsse zu erfassen und in einer Systembetrachtung zusammenzuführen. Das Modell ist gleichermaßen in ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben einsetzbar. Es basiert weitgehend auf verfügbaren Betriebsdaten (Ackerschlagkartei, Futterbilanzen, Tierbestandsmanager, Milchleistungsprüfungen) und erfordert daher nur relativ wenig Aufwand zur Datenerfassung in den Betrieben. Eine detaillierte Beschreibung des methodischen Ansatzes erfolgt bei Frank (2014) und Frank et al. (2019, 2022).

Grundlage der Treibhausgasbilanzierung der Milchviehhaltung ist eine Prozessanalyse, die folgende Komponenten und Prozessschritte umfasst: (1) die Futtererzeugung und den Futterzukauf, (2) die Futterlagerung, (3) das Haltungssystem, (4) die stoffwechselbedingten Emissionen, (5) die Milchgewinnung, (6) die Entmistung und Düngerlagerung, (7) die Nachzucht.

Jeder Prozessschritt wird in einem Modul abgebildet. Die Module bauen aufeinander auf, wobei ein nachfolgendes Modul Eingangsdaten von vorhergehenden Modulen nutzt. Quantifiziert werden die auftretenden CO₂-, CH₄- und N₂O-Flüsse, die in CO₂-Äquivalente³⁶ umgerechnet und produktbezogen ausgewiesen werden (Frank 2014). Im Modul „Allokation“ werden die Ergebnisse zusammengeführt; die Treibhausgasflüsse werden den erzeugten Produkten nach festgelegten Allokationsregeln anhand physikalischer Kenngrößen (bezogen auf den Energieoutput der Produkte) zugeordnet. Im Modell werden folgende THG-Flüsse abgebildet:

- Prozessbedingte Treibhausgasemissionen durch den Einsatz fossiler Energie: Erfasst werden THG-Emissionen aus der Nutzung fossiler Energie im Milchviehbetrieb (direkte Emissionen) und der Erzeugung von Betriebsmitteln und Investitionsgütern (indirekte Emissionen). Grundlage ist eine Methode zur Energiebilanzierung der Milchviehhaltung (Frank 2014). Bei der Energiebilanzierung werden alle relevanten Inputs fossiler Energie der Milchviehhaltung, bezogen auf den Primärenergieeinsatz, erfasst; die Sonnenenergie und die menschliche Arbeit werden in der Prozessanalyse nicht berücksichtigt (Abb. 7).
- Landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen: Die Bilanzierung der N₂O-Emissionen erfolgt nach IPCC (2006) in Abhängigkeit von der Stickstoffzufuhr unter Verwendung von Emissionsfaktoren nach Dämmgen et al. (2007). Die CO₂-Emissionen bzw. die CO₂-Sequestrierung durch Humusvorratsänderungen werden auf der Grundlage von Humus- und C-Bilanzen in Abhängigkeit von Standortbedingungen, Kulturpflanzen, Anbauverfahren, Erträgen und Düngung mit dem Modell REPRO berechnet (Hülsbergen 2003). Treibhausgasemissionen aus der Landnutzungsänderung

³⁶ Alle Treibhausgasemissionen werden in CO₂ Äquivalente [CO₂_{2eq}] umgerechnet unter Berücksichtigung des spezifischen Treibhauspotenzials (global warming potential, GWP). Das GWP (mit einer Zeitspanne von 100 Jahren) beträgt CO₂ = 1, CH₄ = 23, N₂O = 296 (IPCC 1997, Küstermann et al 2008).

werden bei der Sojaproduktion berücksichtigt (FAO, 2010); diese werden nach Hörtenhuber et al. (2011) je Einheit Sojaextraktionsschrot angesetzt.

- Stoffwechselbedingte Treibhausgasemissionen: Die Methanemissionen der enterogenen Fermentation im Verdauungstrakt von Wiederkäuern werden nach Ellis et al. (2007) anhand der Trockenmasseaufnahme der Rinder berechnet.
- Treibhausgasemissionen aus der Wirtschaftsdüngerbehandlung und -lagerung: Für die Berechnung der Emissionen wird Gleichung 10.23 nach IPCC (2006) in angepasster Form verwendet.

7.2.2.2. Ergebnisse im Netzwerk ökologischer und konventioneller Betriebe

Die mit dem Modell berechneten mittleren $\text{CO}_{2\text{eq}}$ -Emissionen je kg ECM betragen in den ökologischen Betrieben (öko) 995 g, in den konventionellen Betrieben (kon) 1048 g (Tab. 13). Die in Abhängigkeit von der Milchleistung und der Futtermittellagerung berechneten stoffwechselbedingten Methanemissionen (Milchkühe und Nachzucht) haben mit 549 g $\text{CO}_{2\text{eq}}$ (kg ECM)⁻¹ (öko) bzw. 449 g $\text{CO}_{2\text{eq}}$ (kg ECM)⁻¹ (kon) den größten Anteil (55 % bzw. 43 %) an den Gesamt-THG-Emissionen; sie sind in den konventionellen Betrieben signifikant niedriger als in den ökologischen Betrieben.

Die berechneten N_2O -Emissionen im Produktionsverfahren Milch einschließlich der Nachzucht (Emissionen aus Böden und Wirtschaftsdüngerlagerung) sind die zweitwichtigste THG-Quelle. Sie sind mit 253 (öko) bzw. 248 (kon) g $\text{CO}_{2\text{eq}}$ (kg ECM)⁻¹ in beiden Systemen auf etwa gleichem Niveau.

Deutliche Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Milcherzeugung zeigten sich bei den CO_2 -Flüssen durch C-Sequestrierung und indirekte Landnutzungsänderungen. Nach den Modellberechnungen führt die ökologische Milchviehhaltung im Mittel zur C-Bindung (57 g $\text{CO}_{2\text{eq}}$ (kg ECM)⁻¹) durch Humusaufbau (u.a. durch Klee-Gras-Ackerfütteranbau und Stallmistdüngung); es gab keine direkten oder indirekten Landnutzungsänderungen (kein Grünlandumbruch, kein Einsatz von importiertem Soja). In der konventionellen Milchviehhaltung hingegen betragen die CO_2 -Emissionen 82 g $\text{CO}_{2\text{eq}}$ (kg ECM)⁻¹ (Tab. 13), vor allem verursacht durch den Sojaeinsatz, während die betrieblichen Humusbilanz weitgehend ausgeglichen sind.

Die mit dem Einsatz fossiler Energie verbundenen THG-Emissionen der konventionellen Milchviehhaltung (192 g $\text{CO}_{2\text{eq}}$ (kg ECM)⁻¹) übertreffen die THG-Emissionen der ökologischen Milchviehhaltung (165 g $\text{CO}_{2\text{eq}}$ (kg ECM)⁻¹) signifikant.

Tabelle 13: Übersicht der THG-Emission ($\text{g CO}_{2\text{eq}} (\text{kg ECM})^{-1}$) der Milchviehhaltung in den Pilotbetrieben einschließlich der Nachzucht, Frank et al. (2022)

Prozess	THG	ökologisch				konventionell				
		MW	MIN	MAX	SD	MW	MIN	MAX	SD	
Energieinput ^a	CO ₂	165	133	218	25	192	165	222	19	*
CO ₂ -Emission durch Boden-C-Vorratsänderungen, iLUC ^b	CO ₂	-57	-171	38	56	82	-71	235	71	*
Anbau ^c	N ₂ O	192	156	263	29	191	140	247	30	n.s.
Stoffwechsel ^d	CH ₄	549	473	706	71	449	392	574	46	*
Düngerlagerung ^e	N ₂ O	61	33	95	16	57	36	90	13	n.s.
Düngerlagerung ^f	CH ₄	85	34	151	28	77	18	127	30	n.s.
Saldierte THG-Emission		995	835	1.397	149	1.048	901	1.269	88	n.s.

^a CO₂-Emission durch Energieinputs für alle Prozesse für Milchkühe und Nachzucht

^b CO₂-Emission durch C_{org}-Vorratsänderungen im Boden und Landnutzungsänderungen

^c N₂O-Emission aus Dünger und Böden (Futteranbau) für Milchkühe und Nachzucht

^d Stoffwechselbedingte CH₄-Emission der Milchkühe und der Nachzucht

^e N₂O-Emission durch Entmistung und Wirtschaftsdüngerlagerung für Milchkühe und Nachzucht

^f CH₄-Emission durch Entmistung und Wirtschaftsdüngerlagerung für Milchkühe und Nachzucht

* signifikant bei $p \leq 0,05$, t-Test

Ein wesentlicher Einflussfaktor auf die Höhe der CH₄- und der Gesamt-THG-Emissionen ist die Milchleistung. Die stoffwechselbedingten CH₄-Emissionen sinken mit steigender Milchleistung (Abb. 16).

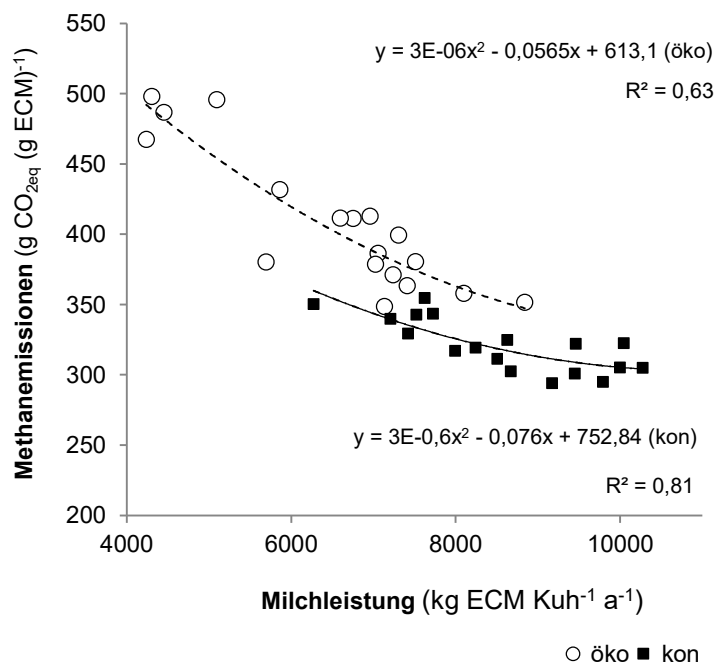


Abbildung 16: Stoffwechselbedingte Methanemissionen je kg ECM in Abhängigkeit von der Milchleistung (Frank et al. 2022)

Bei gleicher Milchleistung sind die produktbezogenen CH₄-Emissionen der ökologischen Pilotbetriebe ca. 50 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹ höher als die der konventionellen Betriebe.

Mit steigender Leistung vermindern sich auch die THG-Emissionen (Abb. 17). Bei gleicher Milchleistung sind jedoch die produktbezogenen THG-Emissionen der ökologischen Pilotbetriebe ca. 200 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹ niedriger als die der konventionellen Betriebe.

Der Verlauf der Regressionskurven zeigt, dass deutliche THG-Minderungen durch eine Leistungssteigerung zu erreichen sind, wenn das Ausgangs-Leistungsniveau relativ niedrig ist. So führt in den ökologischen Milchviehbetrieben eine Verdopplung der Jahresmilchleistung von 4.000 auf 8.000 kg ECM zu einer Einsparung von etwa 450 g CO₂ eq (kg ECM)⁻¹ (ca. 33 %). Bei noch höheren Milchleistungen sind die Potenziale zur THG-Minderung nur noch gering. Weitere Leistungssteigerungen erfordern einen höheren Kraftfuttereinsatz (mit hohem Energieaufwand und THG-Emissionen der Futtererzeugung) und die Nutzungsdauer der Milchkühe geht zurück (höherer Aufwand für die Bestandsreproduktion).

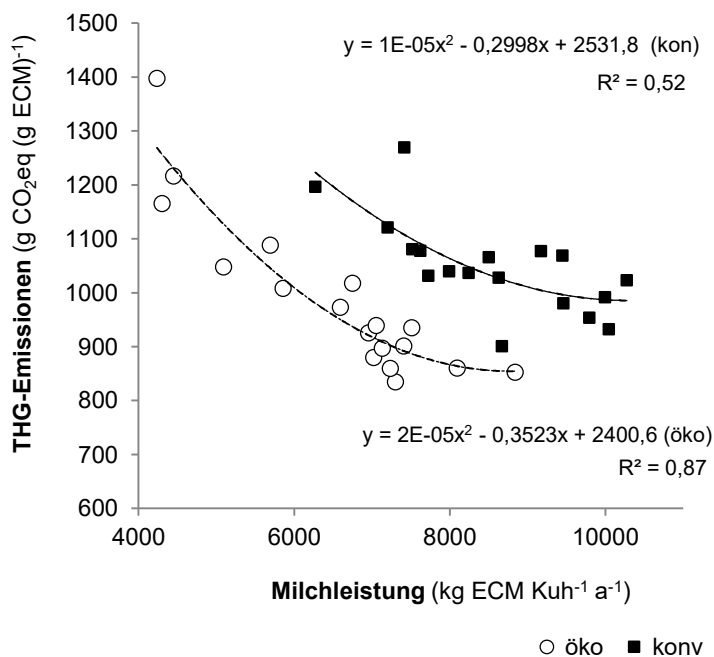


Abbildung 17: Saldierte Treibhausgasemission je kg ECM in Abhängigkeit von der Milchleistung je Kuh, Modellgestützte Untersuchung in den Pilotbetrieben (Frank et al. 2022)

Die ökologischen Betriebe erreichten die geringsten THG-Emissionen bereits bei ca. 8.000 kg ECM, während in den konventionellen Betrieben das theoretische Minimum der produktbezogenen THG-Emissionen selbst bei 11.000 kg ECM noch nicht erreicht war.

7.2.3. Diskussion, Bewertung und Schlussfolgerungen zu Treibhausgasbilanzen

Methodendiskussion, Pflanzenbau

Untersuchungen zu Klimawirkungen der Landwirtschaft waren bisher oft auf Teilprozesse und ausgewählte Treibhausgasflüsse ausgerichtet – beispielsweise auf die N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden (Ruser et al. 2001, Bouwman et al. 2002, Jäger et al. 2011, Skinner et al. 2014, Vinzent et al. 2018, Winkhart et al. 2022), weniger auf ganzheitliche Bewertungen von Pflanzenbau- und Betriebssystemen (wie z.B. bei Robertson et al. 2000, Simon 2018, Bryzinski 2020). Wenn jedoch nur einzelne Prozessschritte und Einflussfaktoren untersucht werden, kann dies zu Fehlbewertungen bei Systemvergleichen führen, weil relevante Emissionen in der Betrachtung fehlen oder Wechselwirkungen unbeachtet bleiben.

Bei der Treibhausgasbilanzierung im Pflanzenbau steht die Frage, welche Emissionen und welche Emissionsprozesse berücksichtigt werden und welche nicht. In den meisten Treibhausgasbilanzen wird immer noch vereinfachend davon ausgegangen, dass ein Humus- und C_{org}-Gleichgewicht im Boden besteht bzw. die Bodenkohlenstoffvorratsänderung keine Relevanz für die Treibhausgasbilanz besitzt. Einige Arbeiten, z.B. Robertson et al. (2000), Küstermann et al. (2013), Bryzinski (2020) haben beim Vergleich von Pflanzenbausystemen die Boden-C_{org}-Vorratsänderung (Messwerte oder Bilanzwerte) in die Treibhausgasbilanz einbezogen. Beim Vergleich ökologischer und konventioneller Systeme ist die Einbeziehung der Humuswirkungen angebracht, da die Fruchtfolgen und Düngesysteme sich so grundlegend unterscheiden, dass mit relevanten C_{org}-Bodenvorratsänderungen zu rechnen ist. Dies zeigen z.B. Metastudien, die höhere C_{org}-Gehalte und eine Zunahme der C_{org}-Vorräte durch ökologischen Landbau ergaben (z.B. Gattinger et al. 2012) sowie theoretische Ableitungen der Humusversorgung im ökologischen Landbau (z.B. Leithold et al. 2015).

In einigen Treibhausgasbilanzen erscheint der Einsatz fossiler Energie als marginaler Faktor, da nur der direkte Energieeinsatz in landwirtschaftlichen Prozessen (Dieselkraftstoff und Elektroenergie), nicht jedoch der Energieeinsatz im Vorleistungsbereich und die damit verbundenen Emissionen bilanziert werden. Für den Vergleich ökologischer und konventioneller Systeme ist es aber zwingend notwendig, die Emissionen des Vorleistungsbereichs, insbesondere bei der Herstellung von Mineraldüngerstickstoff zu berücksichtigen. Bei der Mineraldüngerproduktion wird sehr viel fossile Energie eingesetzt und treten relevante Emissionen auf. Nach den THG-Bilanzen der Pilotbetriebe (Tab. 12) macht der Anteil der CO_{2 eq}-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie 37,3 % (konventionelle Markfruchtbetriebe) bis 56,0 % (ökologische Milchviehbetriebe) der Gesamt-Emissionen aus, ist also nicht zu vernachlässigen; zudem zeigen sich große systembedingte Unterschiede.

Die N₂O-Emissionen wurden in den Pilotbetrieben nach IPCC (1997, 2001), einem relativ simplen (N-Input orientierten) Ansatz quantifiziert, der standortspezifische Einflüsse (Boden, Klima, Witterung) unberücksichtigt lässt. Eine Messung der N₂O-Flüsse auf Testflächen in den Pilotbetrieben hätte den Rahmen des Forschungsprojektes gesprengt. Die Verwendung von Prozessmodellen (wie z.B. DNDC) hätte z.B. Standorteinflüsse besser abbilden können, allerdings wären auch hier der Modellierungsaufwand ungleich größer und Modelleingangsdaten als Messwerte unverzichtbar gewesen.

Eine weitere umstrittene Frage bei Systemvergleichen zu Klimawirkungen ökologischer und konventioneller Agrarsysteme ist die richtige funktionale Einheit – Flächenbezug oder Produktbezug (Sanders und Heß 2019, Bryzinski 2020). In der vorliegenden Arbeit werden sowohl flächen- als auch

produktbezogene Treibhausgasbilanzen ausgewiesen (Tab. 12). Für die produktbezogene Darstellung von Treibhausgasflüssen spricht das unterschiedliche Ertragsniveau ökologischer und konventioneller Pflanzenbausysteme. Es gibt aber auch beim Produktbezug einige methodische Aspekte zu beachten. Während auf Fruchtartenebene (z.B. Winterweizen) gegebenenfalls sortenspezifische Ertragspotenziale einen Einfluss auf den Ertrag und damit die produktspezifischen Emissionen haben, spielt auf Fruchtfolge- und Betriebsebene neben der Anbaustruktur, dem Ertrag und der Ertragsverwendung auch der Bewertungsmaßstab eine Rolle. Dies belegen die produktbezogenen Treibhausgasbilanzen (Tab. 12); die Marktfruchtbetriebe schneiden bei der Bezugsgröße Getreideeinheit ($\text{CO}_2 \text{ eq GE}^{-1}$) besser ab als bei einer energetischen Bezugsgröße ($\text{CO}_2 \text{ eq GJ}^{-1}$).

Methodendiskussion, Milchviehhaltung

In der Milchviehhaltung tragen zahlreiche Prozesse zur Emission von Treibhausgasen bei. In dem in dieser Arbeit verwendeten Modell werden die CO_2 -Emissionen aus dem Einsatz fossiler Energie, die Lachgasemissionen, die CO_2 -Emissionen bzw. die CO_2 -Bindung durch Bodenkohlenstoffsequestrierung, Emissionen durch Landnutzungsänderungen (Sojaimport aus Brasilien), die Methanemissionen aus der Verdauung der Wiederkäuer und die Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung einbezogen. Emissionen aus der Bewirtschaftung organischer Böden (IPCC 2006, Dämmgen et al. 2007) wurden nicht in die Modellierung eingeschlossen, sollten aber künftig berücksichtigt werden.

Die einzelnen Emissionsquellen und -prozesse beeinflussen sich gegenseitig (Smith et al. 2007, Rotz et al. 2010, Vellinga et al. 2011). So wird die Höhe der stoffwechselbedingten Methanemissionen aus der Verdauung maßgeblich von der Zusammensetzung der Futtermittelration bestimmt (Kirchgeßner 2004). Die Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung hängen mit der Zusammensetzung der Exkremente und Wirtschaftsdünger zusammen (Amon et al. 2001, 2006). Die Zusammensetzung der Exkremente ist wiederum von der Fütterung der Tiere abhängig (IPCC 2006, Küstermann et al. 2010, Bell et al. 2011). Wegen dieser Zusammenhänge und der Komplexität der biologischen Systeme hat die Abschätzung von Treibhausgasemissionen ein hohes Fehlerpotenzial (Cole et al. 1997, Amon et al. 2006, IPCC 2006, Jentsch et al. 2007). Die Berechnungen beruhen auf standardisierten, wenn auch möglichst genau angepassten Emissionsfaktoren. Diese Emissionsfaktoren wurden überwiegend unter Versuchsbedingungen ermittelt und können in der Praxis weit variieren (Flessa et al. 2002, Dechow & Freibauer 2011). Auch in die Berechnungen eingehende Parameter (z.B. Boden- oder Pflanzeninhaltsstoffgehalte) beruhen in vielen Fällen auf differenzierten und angepassten Standardwerten (Hülsbergen 2003). Eine exakte Erfassung der genauen betrieblichen Stoffströme würde umfangreiche Laboranalysen erfordern.

Der Anspruch an die Modellierung ist hoch, denn die Milchviehhaltung ist außerordentlich komplex mit vielen Subsystemen, Prozessen und Interaktionen. Zudem sind die Milchviehställe und die technischen Systeme sehr variabel und zum Teil betriebsindividuell gestaltet. Daher waren Vereinfachungen notwendig, um das Modell handhabbar zu machen. So wurden beispielsweise die Futterlager und Stallgebäude typisiert und für jeden dieser Lager- und Stallbautypen entsprechende Parameter abgeleitet, z.B. der Energieinput zur Herstellung. Die Gebäude und baulichen Anlagen der Pilotbetriebe wurden diesen Lager- und Stallbautypen zugeordnet. Vergleichbare methodische Ansätze wurden zur Energiebilanzierung der Milchviehhaltung von Kraatz (2008) sowie von Dux et al. (2009) verwendet. Eine exakte betriebsspezifische Datenerhebung wäre extrem aufwändig und mit Unsicherheiten behaftet gewesen.

Ergebnisdiskussion und Schlussfolgerungen zum Pflanzenbau

Aus den Stoff- und Energieflüssen ist abzuleiten, dass die ökologischen Pilotbetriebe im Pflanzenbau flächenbezogenen etwa 50 % der CO₂ eq-Emissionen (aus dem Einsatz fossiler Energie), 61 % der N₂O-Emissionen aus den Böden sowie unter Berücksichtigung der Bodenkohlenstoffvorratsänderungen 39 % der Gesamt-Treibhausgasemissionen der konventionellen Pilotbetriebe aufweisen. Die produktbezogenen Treibhausgasemissionen der ökologischen Pilotbetriebe betragen ca. 70 % (bezogen auf den Energieoutput) bzw. ca. 80 % (bezogen auf Getreideeinheiten) der konventionellen Pilotbetriebe.

Der deutsche Klimaschutzplan sieht vor, dass die Landwirtschaft in Deutschland bis 2050 nur noch ca. 35 Mio. t CO₂-Äquivalente emittiert und damit etwa auf die Hälfte ihrer bisherigen Emissionen reduziert. Die THG-Reduktion soll über die im Klimaschutzplan festgelegten Maßnahmen erreicht werden. Mit der Erhöhung des Flächenanteils des ökologischen Landbaus soll ein Beitrag zur Minderung von Emissionen im Sektor Landwirtschaft geleistet werden (BMUB 2016). Weitere Ansatzpunkte sind angepasste Sorten (die z.B. über größere Wurzelbiomasse zu erhöhter Humusbildung beitragen), erweiterte Fruchtfolgen mit mehrjährigen Futterleguminosen (die mehr Kohlenstoff im Wurzelraum anreichern und synthetische N-Dünger ersetzen), die Vermeidung von Schwarzbrachen, die Wiedervernässung von Mooren (Freibauer et al. 2004) sowie die optimierte Verwendung von organischen Düngern wie Kompost, Gülle oder Festmist (Weckenbrock et al. 2019).

Van Groeningen et al. (2017) empfehlen eine differenzierte Strategie zur THG-Minderung in der Landwirtschaft. In Böden mit geringem C-Sequestrierungspotenzial sollte der Fokus auf der Minderung von THG-Emissionen (z.B. N₂O-Emissionen) liegen. In Böden mit geringem C-Vorrat sollte eine C-Sequestrierung erfolgen, sofern auch andere zum Humusaufbau notwendige Nährstoffe, insbesondere Stickstoff, ausreichend verfügbar sind.

Ergebnisdiskussion und Schlussfolgerungen zur Milchviehhaltung

In den Pilotbetrieben wurde eine große Variabilität der Treibhausgasflüsse in den einzelnen Prozessen und auch bei den produktbezogenen Treibhausgas-Gesamtemissionen festgestellt. Eine Ursache ist die Vielfalt der erfassten Standortbedingungen und Milchproduktionssysteme sowie erhebliche Betriebsleiter- und Managementeinflüsse. Obwohl systembedingte Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Milchviehhaltung bei einigen Treibhausgasflüssen nachweisbar waren (Tab. 13), sind die Unterschiede zwischen den Betrieben innerhalb der ökologischen bzw. konventionellen Milchviehhaltung wesentlich größer. Systemvergleiche zwischen ökologischem und konventionellem Landbau sollten künftig diese Variabilität der Ergebnisse und auch die Unsicherheiten und möglichen Fehler besser berücksichtigen (vgl. Seufert & Ramankutty 2017).

Zur Ermittlung standortspezifischer Leistungsoptima, bei denen die geringsten Treibhausgasemissionen erreicht werden, ist es notwendig, weitere Untersuchungsbetriebe und Standorte einzu beziehen. Modellkalkulationen und Sensitivitätsanalysen (Frank 2014), bei denen die Einflussparameter variiert und ein großer Leistungsbereich untersucht werden, können die Analyse realer Betriebe sinnvoll ergänzen, weil für die Betrachtung unwesentliche und zufällige betriebsindividuelle Gegebenheiten eliminiert werden.

Die Milchviehhaltung hat enorme wirtschaftliche Bedeutung; für viele spezialisierte Betriebe ist die Milcherzeugung die einzige Einnahmequelle. Rinder haben zudem wichtige ökologische Funktionen in

betrieblichen Nährstoffkreisläufen (Küstermann et al. 2010). Wie die Ergebnisse aus den Pilotbetrieben bestätigen, trägt eine ökologische Milchviehhaltung zum Humusaufbau und zur C-Sequestrierung bei. Milchkühe können rohfaserreiche Biomasse vom Grasland nutzen und daher zum Erhalt von ökologisch wertvollem Grünland beitragen. Sie gelten daher auch künftig in weltweiten Ernährungsszenarien als unverzichtbar (Muller et al. 2017). Umso wichtiger ist es, die Ursachen und Einflussfaktoren der Treibhausgasemissionen der Milchviehhaltung aufzuklären und effiziente Treibhausgas-Minderungsstrategien abzuleiten, um die Milchviehhaltung klimafreundlich zu gestalten.

Unsere Untersuchungen zeigen, dass die Treibhausgasreduzierung in der Milchviehhaltung aufgrund der Heterogenität der Produktions- und Betriebssysteme betriebsspezifische Optimierungsansätze erfordert, pauschale Ansätze sind wenig zielführend. Das verwendete Modell ist in der Lage, die Ursachen für hohe Treibhausgasemissionen zu identifizieren und Betriebe vergleichend zu bewerten.

8. Gesamtübersicht von Umwelt- und Klimawirkungen

8.1. Ergebnisse eines literaturbasierten Systemvergleichs

Ergänzend zu den in Kapitel 4. bis 7. beschriebenen Umwelt- und Klimawirkungen werden nachfolgend Ergebnisse einer Studie von Sanders & Heß (2019) dargestellt, die auf Grundlage der internationalen wissenschaftlichen Literatur einen Gesamtüberblick zu gesellschaftlichen Leistungen, vor allem den Umwelt- und Klimaschutzleistungen, des ökologischen Landbaus gibt. Ein Teil dieser Studie sind die in den Kapiteln 4.2.3. und 5.2.3 dargestellten Ergebnisse des literaturbasierten Systemvergleichs zur Stickstoffeffizienz und Energieeffizienz im Pflanzenbau.

Leistungsbereich	Indikator	In Studien gewählte Bezugsgröße	Anzahl Studien	Anzahl VGP	Bewertung der gesellschaftlichen Leistung auf der Basis einer				
					quantitativen Auswertung der Literaturergebnisse			qualitativen Auswertung der Literaturergebnisse	
Wasser	Stickstoff	Fläche	71	202	■	■	■	■	■
	Stickstoff	Ertrag	8	24	■	■	■	■	■
	PSM	Fläche	12	66	■	■	■	■	■
	Phosphor ^a	Fläche	13	43	■	■	■	■	■
	TAM	Fläche	0	0	■	■	■	■	■
Boden	Regenwürmer	Abundanz	Fläche	21	64	■	■	■	■
		Biomasse	Fläche	17	93	■	■	■	■
	Bodenacidität		Fläche	30	71	■	■	■	■
	Phosphor		Fläche	14	35	■	■	■	■
	Eindringwiderstand		Fläche	4	44	■	■	■	■
Biodiversität	Flora	Artenzahl	Fläche	42	128	■	■	■	■
		Abundanz ^b	Fläche	8	19	■	■	■	■
	Fauna	Artenzahl	Fläche	31	67	■	■	■	■
		Abundanz	Fläche	28	98	■	■	■	■
Klimaschutz	Boden / Pflanze	SOC-Gehalt	Fläche	103	270	■	■	■	■
		SOC-Vorrat	Fläche	52	131	■	■	■	■
		C-Speicherung	Fläche	17	41	■	■	■	■
		N ₂ O-Emissionen	Fläche	13	35	■	■	■	■
		CH ₄ -Emissionen	Fläche	3	6	■	■	■	■
	THG-Gesamt	Ertrag	-	-	■	■	■	■	
	Milchkühe	CH ₄ -Emissionen	Ertrag	-	-	■	■	■	■
		THG-Gesamt	Ertrag	-	-	■	■	■	■
Klimaanpassung	Fruchtfolgeeffekte (C-Faktor)	Fläche	3	6	■	■	■	■	
	Anteil organischer Substanz	Fläche	24	71	■	■	■	■	
	Aggregatstabilität	Fläche	22	76	■	■	■	■	
	Trockenraumdichte	Fläche	13	30	■	■	■	■	
	Infiltration	Fläche	11	28	■	■	■	■	
	Oberflächenabfluss	Fläche	9	22	■	■	■	■	
	Bodenabtrag ^c	Fläche	16	45	■	■	■	■	
Ressourceneffizienz	N-Input	Fläche	39	113	■	■	■	■	
	N-Effizienz	Ertrag	36	114	■	■	■	■	
	N-Saldo	Fläche	37	114	■	■	■	■	
	Energieinput	Fläche	53	142	■	■	■	■	
	Energieeffizienz	Ertrag	38	101	■	■	■	■	



Abbildung 18: Bewertung der Leistungen der ökologischen Landwirtschaft im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft im Bereich Umwelt- und Ressourcenschutz auf der Basis eines literaturbasierten Systemvergleichs (Sanders & Heß 2019, gekürzt)

Nach den Ergebnissen dieser Studie sind überwiegend höhere Leistungen des ökologischen Landbaus im Bereich Umwelt- und Ressourcenschutz festzustellen; geringere Leistungen wurden bei den Methanemissionen von Milchkühen ermittelt. Bei mehreren Indikatoren (z.B. produktbezogene Treibhausgasemissionen) unterscheiden sich die Leistungen nicht (Abb. 18). Bei einigen Indikatoren liegen nach Ansicht der Autoren zu wenig quantitative Daten vor, weshalb nur qualitative Aussagen getroffen werden können. Zusammenfassend wurden folgende Ergebnisse gefunden:

Wasserschutz

Der ökologische Landbau hat nach Untersuchungen von Kusche et al. (2019) ein hohes Potenzial zum Schutz von Grund- und Oberflächenwasser, insbesondere vor Einträgen von Nitrat und Pflanzenschutzmitteln. Im Mittel der ausgewerteten Studien vermindert eine ökologische Bewirtschaftung die Stickstoffausträge. Durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel wird der Eintrag von Wirkstoffen mit einer potenziell hohen Umwelttoxizität unterbunden. Hinsichtlich der Phosphoreinträge in Gewässer ist ebenfalls eine geringere Belastung zu erwarten.

Bodenfruchtbarkeit

Die Auswertung der wissenschaftlichen Literatur zur Bodenfruchtbarkeit (Jung & Schmidtke 2019) zeigt unter Berücksichtigung aller Indikatoren bei 56 % der Vergleichspaare Vorteile für die ökologische Bewirtschaftung. Die Abundanz und Biomasse von Regenwurmpopulationen waren unter ökologischer Bewirtschaftung im Mittel um 78 bzw. 94 % höher. Im Mittel war der Eindringwiderstand (Indikator für Schadverdichtungen) im ökologischen Ackerbau geringer.

Biodiversität

Positive Effekte des ökologischen Landbaus auf die Biodiversität sind nach Stein-Bachinger et al. (2019) für die untersuchten Artengruppen eindeutig belegbar. Im Mittel lagen die Artenzahlen der Ackerflora bei ökologischer Bewirtschaftung um 95 %, bei der Acker-Samenbank um 61 % und der Saumvegetation um 21 % höher. Bei Feldvögeln waren die Artenzahl um 35 % und die Abundanz um 24 % bei ökologischer Bewirtschaftung höher. Mit 23 % lagen diese Werte auch bei den Insekten höher. Nur in 2 von 75 Studien wurden anhand der vorgenommenen Klassifikation negative Effekte bei ökologischer Bewirtschaftung festgestellt. Zu berücksichtigen ist, dass die Landschaftsstruktur einen erheblichen Einfluss auf die Artenvielfalt insbesondere bei der Fauna hat und diese die Effekte der Landnutzung stark überlagern können.

Klimaschutz

Der auf empirischen Messungen basierende Vergleich von bodenbürtigen Treibhausgasemissionen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft in gemäßigten Klimazonen zeigt positive Effekte der ökologischen Wirtschaftsweise (Weckenbrock et al. 2019). Im Mittel weisen ökologisch bewirtschaftete Böden einen um 10 % höheren Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff und eine um $256 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höhere jährliche Kohlenstoffspeicherungsrate auf. Die Lachgasemissionen sind nach den ausgewerteten Studien um 24 % (Median) niedriger, das entspricht $0,3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Aus

diesen Werten ergibt sich eine kumulierte Klimaschutzleistung des ökologischen Landbaus von 1.082 kg CO₂-Äquivalenten pro Hektar und Jahr³⁷.

Klimaanpassung

Bei Indikatoren zur Bewertung von Leistungen im Bereich der Klimaanpassung (v.a. Erosions- und Hochwasserschutz) zeigt nach Levin et al. (2019) der ökologische Landbau eindeutige Vorteile auf der Ebene von Einzelschlägen (C_{org}-Gehalt, Aggregatstabilität, Wasserinfiltration), erwartbare Vorteile auf Fruchtfolgeebene (C-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung) und tendenzielle Vorteile auf der Landschaftsebene (Oberflächenabfluss, Bodenabtrag). Auf der Landschaftsebene spielen neben der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung weitere Faktoren wie Landschaftsstruktur und -form sowie Niederschlags- und Abflussregime eine wichtige Rolle beim Erosions- und Hochwasserschutz. Der C_{org}-Gehalt und die Aggregatstabilität waren im Mittel im ökologischen Landbau 26 % bzw. 15 % höher; bei der Infiltration wurde ein Unterschied von 137 % festgestellt. Der Bodenabtrag und der Oberflächenabfluss waren unter ökologischer Bewirtschaftung niedriger, was vor allem auf den Klee- und Luzernegras-Anbau zurückzuführen ist.

Ökonomische Bewertung

Treu & Sanders (2019) nehmen auf der Grundlage der wissenschaftlichen Literatur eine ökonomische Bewertung gesellschaftlicher Leistungen des ökologischen Landbaus vor. Sie gehen hierbei auf die Einsparung gesellschaftlicher Schadenskosten (z.B. verminderte Kosten für die Trinkwasseraufbereitung) und die Erhaltung eines ökonomischen Nutzwertes der Natur (z.B. Wert der Bestäubungsleistung durch Insekten) ein. Es gibt bisher nur wenige Arbeiten, die Leistungen des ökologischen Landbaus umfassend analysiert und ökonomisch bewertet haben, meist werden nur Teilaspekte betrachtet. Schader et al. (2013a) ermittelten in Luxemburg, dass negative Umweltwirkungen im konventionellen Landbau höher als im ökologischen Landbau sind, die gesellschaftlichen Leistungen des ökologischen Landbaus aber nicht monetär honoriert werden. Umweltleistungen, so die Schlussfolgerung der Autoren, korrelieren nicht mit öffentlichen Zahlungen. Für Österreich bezifferten Schader et al. (2013b) die Kosten landwirtschaftlicher Externalitäten auf 1,3 Mrd. € pro Jahr. Durch eine Umstellung auf 100 % ökologischen Landbau würden diese Kosten um mindestens ein Drittel sinken und es könnten 425 Mio. € pro Jahr eingespart werden.

8.2. Diskussion der Ergebnisse

Zahlreiche Vergleichsuntersuchungen, auch aktuelle Studien zur Situation in der Bundesrepublik Deutschland, belegen die positiven Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus im Vergleich zu den etablierten konventionellen Systemen. Nicht in jeder Einzeluntersuchung treten die positiven Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus so klar hervor, wie in der Studie von Sanders & Heß (2019). Mitunter sind die Ergebnisse des Systemvergleichs indifferent (keine Unterschiede zwischen den Systemen), in wenigen Fällen werden sogar konventionelle Systeme als nachhaltiger, umwelt- und klimaschonender bewertet.

³⁷ Dieser Wert bezieht sich auf die „bodenbürtigen“ THG-Emissionseinsparungen (C-Speicherung, N₂O-Minderung) durch die Umstellung auf eine ökologische Bewirtschaftung. THG-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energie sind nicht einbezogen.

Als eine Ursache für die zum Teil widersprüchlichen Ergebnisse sind methodische Aspekte anzuführen. So werden in Systemvergleichen in Feldversuchen nicht immer realitätsnahe Systeme abgebildet, z.B. systemfremde Fruchtfolgen, unrealistische Intensitäts- und Düngungsniveaus. Einige Studien beziehen die Umweltwirkungen nicht auf die Fläche, sondern auf die erzeugten Produkte, z.B. CO₂-Emissionen nicht je Hektar, sondern je t Produkt (Getreide, Milch, etc.). Dadurch werden die Ergebnisse stark beeinflusst, weil die Erträge und Leistungen im ökologischen Landbau niedriger sind als im konventionellen Landbau (vgl. Abschnitt 3.4).

Bei modellgestützten Untersuchungen, z.B. zur Treibhausgasbilanzierung der Milcherzeugung, dominieren bisher Arbeiten, die nur Teilaspekte untersuchen, z.B. die stoffwechselbedingten Methanemissionen. Es liegen nur relativ wenige vollständige Treibhausgasbilanzen vor, die einen Systemvergleich ermöglichen (z.B. Frank et al. 2019, Hülsbergen et al. 2021).

Ein grundlegendes Problem von Literaturlauswertungen und Metaanalysen (wie in der Studie von Sanders & Heß 2019) besteht darin, dass in den Einzeluntersuchungen unterschiedliche Methoden zur Anwendung kommen, z.B. zur Bestimmung von Bodenkohlenstoffvorräten, bodenphysikalischen Parametern oder zur Messung von Treibhausgasflüssen, wodurch die Vergleichbarkeit der Ergebnisse stark eingeschränkt wird. Oftmals sind die Methoden auch nur unzureichend beschrieben oder es fehlen wichtige, für den Systemvergleich relevante Daten. Bei einigen Umweltbereichen und Indikatoren ist die Datenlage sehr schlecht, und es sind weitere Untersuchungen notwendig, um die Aussagen zu fundieren.

Eine ökonomische Bewertung der festgestellten ökologischen Leistungen konnte in der Studie von Sanders & Hess (2019) nur in ersten Ansätzen erfolgen. Die agrarökonomische Forschung hat sich in diesem Bereich bisher vor allem auf bestimmte Einzelaspekte (z.B. Trinkwasserschutz, Biodiversität) konzentriert. Zu einigen der untersuchten Leistungsbereiche (Bodenfruchtbarkeit, Klimaanpassung und Ressourceneffizienz) liegen bisher keine ökonomischen Vergleichsstudien vor (Treu & Sanders 2019).

9. Ökonomische Bewertung von Umwelt- und Klimaschutzleistungen

9.1. Gesellschaftliche Kosten von Umweltbelastungen

Die durch Umwelt- und Klimawirkungen entstehenden Kosten (Umweltkosten) sind gesellschaftlich und ökonomisch relevant. Dies geht bereits aus dem sogenannten „Stern Report“ (*Review on the Economics of Climate Change*) hervor, in dem die durch den Klimawandel global entstehenden Kosten untersucht werden (Stern 2006). Demnach werden, wenn nicht gehandelt wird, die jährlichen Kosten des Klimawandels dem Verlust von mindestens 5 % des globalen Bruttoinlandsprodukts entsprechen, bei Berücksichtigung von Risiken könnten die Schäden auf 20 % ansteigen³⁸. Auch die auf Deutschland bezogenen Schätzungen zeigen die enorme ökonomische Bedeutung der Umwelt- und Klimakosten. Nach Angaben des Umweltbundesamtes verursachten die deutschen Treibhausgasemissionen im Jahr 2019 Kosten in Höhe von mindestens 156 Mrd. € (UBA 2022a).

Auch die Umweltkosten der Landwirtschaft sollten nach Auffassung zahlreicher Ökonomen und Agrar-Umweltwissenschaftler (z.B. von Blottnitz 2006, Soares & de Souza Porto 2009, Tanentzap et al. 2015) internalisiert und den Verursachern zugeordnet werden. Dies geschieht bisher nur unzureichend, daher gibt es zu wenig wirtschaftliche Anreize, die Umweltbelastungen zu senken. Preise ohne vollständige Internalisierung der Umweltkosten sagen nicht die ökologische Wahrheit. Dies verzerrt den Wettbewerb und hemmt die Entwicklung und Markteinführung umweltfreundlicher Techniken und Produkte. Auch in der Landwirtschaft würde die Berücksichtigung der Umweltkosten zu nachhaltigeren Produktions- und Konsummustern führen (UBA 2022a, acatech 2023).

Umweltkostenschätzungen zeigen, wie teuer unterlassener Umweltschutz ist und belegen die ökonomische Notwendigkeit anspruchsvoller Umweltziele; mit ihrer Hilfe lassen sich Kosten und Nutzen umwelt- und klimapolitischer Maßnahmen ermitteln (Gu et al. 2023). Es gibt zahlreiche Studien auf nationaler und internationaler Ebene, die Umweltkosten der Landwirtschaft schätzen (z.B. Pimentel et al. 1995, Oelmann et al. 2017, Matthey & Bünger 2020) sowie Untersuchungen, die den ökonomischen Wert von Ökosystemleistungen, z.B. der Bestäubung, bewerten (z.B. Pimentel et al. 1997, Leonhardt et al. 2013, Hanley et al. 2015). Die Schätzungen unterscheiden sich dabei je nach den lokalen Gegebenheiten und der Methodik. Eine verlässliche Schätzung von Umweltkosten und Umweltleistungen erfordert, anerkannte Bewertungsverfahren zu verwenden. Die Bewertungsmaßstäbe sollten wissenschaftlich begründet und möglichst für alle Anwendungsfelder identisch sein, Annahmen und Rahmenbedingungen sollten transparent dargestellt werden. Dadurch lassen sich auch die Bandbreiten der Schätzungen in vielen Fällen erheblich eingrenzen (UBA 2022a).

Kosten für Stickstoffemissionen

Die Landwirtschaft verursacht durch die Ausbringung von Wirtschafts- und Mineraldünger Stickstoffemissionen. Neben der beabsichtigten Aufnahme durch Pflanzen gelangt Stickstoff auf verschiedenen Wegen in die Umwelt und richtet dort Schäden an (vgl. Kapitel 4.1.).

Das Umweltbundesamt veröffentlichte mittlere Kostensätze für Emissionen in Deutschland (UBA 2022a, Matthey & Bünger 2020). Nach den Berechnungen und Annahmen ist mit den in Tab. 14a und 14b dargestellten Umweltkosten zu rechnen.

³⁸ Aus wissenschaftlicher Sicht wurde die Studie sehr unterschiedlich bewertet. Es gibt zahlreiche positive und zustimmende Kommentare zum Stern-Report, aber auch fundamentale Kritik an der verwendeten Methodik.

Tabelle 14a: Umweltkosten durch die Emission von Stickstoff (nach Matthey & Bünge 2020, gekürzt)

N-Verbindung	Wirkungskategorie	Kostensatz (€ kg ⁻¹ N)
Ammoniak (NH ₃)	Gesundheit	27,7
	Biodiversität	13,4
	Gesamt	40,9
Lachgas (N ₂ O)	Klimawirkung	78,9
	Ozonabbau	1,2
	Gesamt	80,2

Tabelle 14b: Umweltkosten durch die Emission von Stickstoff ins Grundwasser und in Oberflächengewässer (nach Matthey & Bünge 2020, gekürzt)

N-Verbindung	Wirkungspfad	Kostensatz (€ kg ⁻¹ N)
Stickstoff	Grundwasser	1,9
	Binnengewässer	7,3
	Küsten- und Meeresgewässer	20,8

Aktuelle Schadenskosten von Stickstoffemissionen (\$ kg⁻¹ N) in Luft, Boden und Wasser sind im Rahmen einer globalen Abschätzung der Effizienz von Maßnahmen zur Minderung von Stickstoffemissionen bei Gu et al. (2023) publiziert; sie beziehen sich primär auf die Situation in den USA und der EU. Die Werte weichen z.T. deutlich von den in Tab. 14a dargestellten Kosten ab.

Matthey & Bünge (2020) geben die mittleren Umweltkosten der Ausbringung von Stickstoff in der landwirtschaftlichen Praxis mit 6,30 € pro kg Stickstoff an. Der Wert setzt sich als gewichteter Durchschnitt (UBA 2022a) aus Wirkungen von NO_x⁻, N₂O- und NH₃-Emissionen durch die Ausbringung von mineralischen und organischen Düngemitteln sowie die Bewirtschaftung organischer Böden, die Nitrat auswaschung mit dem Sickerwasser sowie den N-Eintrag aus Landwirtschaftsflächen in Oberflächengewässer über Oberflächenabfluss, Erosion und Drainagen zusammen.

Schätzungen der externen Kosten pro kg ausgebrachten Stickstoffs (in Form von Kalkammonsalpeter) liegen nach van Grinsven et al. (2013) zwischen 0,4 und 7 € pro kg Stickstoff und sind weit höher als frühere Schätzungen von Blottnitz et al. (2006), die 0,3 € pro kg ausgebrachten Stickstoffs angaben.

Kosten für Kohlendioxid- und andere Treibhausgasemissionen

Matthey & Bünge (2020) empfehlen die Verwendung eines Kostensatzes von 195 € t⁻¹ CO₂ äq für das Jahr 2020 bei einer Höhergewichtung der Wohlfahrt heutiger gegenüber zukünftigen Generationen und eines Kostensatzes von 680 € t⁻¹ CO₂ äq bei einer Gleichgewichtung der Wohlfahrt heutiger und zukünftiger Generationen. Sie geben auch Kosten für Treibhausgasemissionen in Folge von Landnutzungsänderungen (z.B. Umwandlung von Grünland in Ackerland) an.

In älteren Publikationen wurden zum Teil geringere Schadenskosten angenommen (vgl. Treu & Sanders 2019), z.B. im Stern-Report 68 € (85 US-\$) pro Tonne CO₂ (Stern 2006), was bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten ist.

9.2. Ökonomische Bewertung der Umwelt- und Klimawirkungen

Eine Zusammenführung der Ergebnisse zu Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau (Kapitel 4. bis Kapitel 7.) mit den vom Umweltbundesamt veröffentlichten mittleren Umweltkosten (2022a) ergibt die in Tab. 15 dargestellte Verminderung der Umweltkosten durch ökologischen Landbau.

Nach den Ergebnissen der Stickstoffbilanzierung (Tab. 6) werden in den ökologischen Pilotbetrieben im Pflanzenbau $104 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Marktfruchtbetriebe) bzw. $108 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Milchviehbetriebe) weniger als in den konventionellen Vergleichsbetrieben eingesetzt. Aufgrund der Restriktionen im ökologischen Landbau (kein Einsatz von Mineraldüngerstickstoff, geringerer Tierbesatz) ist diese Differenz näherungsweise auch für Deutschland zutreffend.

Setzt man die mittleren Umweltkosten der Ausbringung von Stickstoff in der landwirtschaftlichen Praxis mit $6,30 \text{ € pro kg Stickstoff}$ nach UBA (2022a) an (Tab. 15), so ergibt sich durch ökologischen Landbau eine Einsparung von Umweltkosten in Höhe von $655 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Marktfruchtbetriebe) bzw. $680 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Milchviehbetriebe).

Werden die systembedingten Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau der Pilotbetriebe (vgl. Tab. 12) gegenübergestellt, so haben die ökologischen Marktfruchtbetriebe $1775 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geringere THG-Emissionen, die ökologischen Milchviehbetriebe $1758 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geringere THG-Emissionen als die konventionellen Vergleichsbetriebe. Bei Verwendung eines Kostensatzes von $195 \text{ € t}^{-1} \text{ CO}_2 \text{ eq}$ für das Jahr 2020 (Matthey & Bünger 2020) entspricht das einer Einsparung von Umweltkosten in Höhe von $346 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Marktfruchtbetriebe) bzw. $343 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Milchviehbetriebe).

Um Doppelbewertungen zu vermeiden, sollten bei den THG-Emissionen die Kosten für N_2O -Emissionen unberücksichtigt bleiben, da sie bei den Kosten für die Stickstoffemissionen bereits enthalten sind. Sie sind daher in Tab. 15 separat ausgewiesen. Bei den N_2O -Emissionen ergibt sich eine Kostendifferenz der ökologischen und konventionellen Pilotbetriebe in Höhe von $111 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Marktfruchtbetriebe) bzw. $108 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Milchviehbetriebe). Auch die Kostendifferenz für die differenzierte C-Sequestrierung durch Humusaufbau bzw. Humusabbau (Tab. 12), abgeleitet aus der Humusbilanz (Tab. 11), ist in Tab. 15 dargestellt. Sie beträgt $126 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Marktfruchtbetriebe) bzw. $121 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Milchviehbetriebe).

Tabelle 15: Verminderung des Stickstoffeinsatzes, der Treibhausgasemissionen und der Umweltkosten durch ökologischen Landbau^a

Kennzahl	ME	Ökologischer Landbau		Konventioneller Landbau		Minderung des N-Einsatzes und der THG-Emissionen durch ökologischen Landbau		Minderung der Umweltkosten durch ökologischen Landbau (€ ha ⁻¹ a ⁻¹)	
		Marktfrucht	Milchvieh	Marktfrucht	Milchvieh	Marktfrucht	Milchvieh	Marktfrucht	Milchvieh
Stickstoffeinsatz und Umweltkosten									
N-Einsatz	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	141	172	245	280	104	108	655	680
Treibhausgasemissionen und Umweltkosten									
THG-Emissionen, gesamt	kg CO₂ eq ha⁻¹ a⁻¹	1223	1041	2998	2799	1775	1758	346	343
THG-Emissionen, Anbau	kg CO ₂ eq ha ⁻¹ a ⁻¹	557	583	1117	1162	560	579	109	113
CO ₂ -Emissionen durch Boden-C-Vorratsänderungen ^b	kg CO ₂ eq ha ⁻¹ a ⁻¹	-138	-463	508	160	646	623	126	121
N ₂ O-Emissionen	kg CO ₂ eq ha ⁻¹ a ⁻¹	804	922	1373	1477	569	555	111	108

^a Berechnungen auf der Grundlage der Ergebnisse aus den Pilotbetrieben (Tab. 11 und Tab. 12) und Annahme mittlerer Umweltkosten in Höhe von 6,30 € pro kg im Pflanzenbau eingesetztem Stickstoff (einschließlich der symbiontischen Stickstofffixierung) sowie 195 € pro t Treibhausgasemissionen (CO₂-Äquivalente) im Pflanzenbau.

^b Positive Werte bedeuten CO₂-Emissionen durch Humusabbau, negative Werte bedeuten CO₂-Bindung durch Humusaufbau.

Die Abschätzung der C-Sequestrierung durch Humusbilanzierung kann nur die mögliche Größenordnung der Effekte aufzeigen aufgrund der Ungenauigkeit der Bilanzierungsmethode (Schätzung von Eingangsdaten wie z.B. Höhe der Stroh- und Gründüngung, Vereinfachung der komplexen Umsetzungsprozesse im Boden, vgl. Punkt 6.). Auch ist zu beachten, dass die C-Sequestrierung zeitlich und mengenmäßig (je nach Standortbedingungen und Humusausgangsniveau) begrenzt ist. Daher kann auch der Standpunkt vertreten werden, die C-Sequestrierung ökonomisch nicht zu bewerten, obwohl gerade zur TGH-Minderung durch Humusaufbau bereits Zertifizierungs- und Honorierungsmodelle existieren (Wiesmeier et al. 2020, Jacobs et al. 2020).

Würde nur die Kosten für die Stickstoffemissionen und die Kosten für die anbaubedingten Treibhausgasemissionen berücksichtigt (Tab. 15), so würden sich, auf der Basis der Daten der Pilotbetriebe, bei ökologischer Bewirtschaftung gegenüber konventioneller Bewirtschaftung im Mittel Kosteneinsparungen in Höhe von 764 € ha⁻¹ a⁻¹ (Marktfruchtbetriebe) bzw. 793 € ha⁻¹ a⁻¹ (Milchviehbetriebe) ergeben.

Zu beachten ist auch, dass weitere Kosten entstehen können, die hier noch nicht einbezogen sind, wie z.B. durch Phosphoreinträge in Gewässer. Auch bei Phosphor hat der ökologische Landbau einen deutlich geringeren Düngereinsatz (Hülsbergen et al. 2022), geringere mittlere Boden-P-Gehalte (Chmelikova et al. 2022) und geringere mittlere Bodenabträge durch Erosion (Auerswald et al. 2003, Levin et al. 2019). Weitere Kostendifferenzen ergeben sich durch den Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel im konventionellen Landbau, von denen ein erhebliches Risiko für die Umwelt ausgeht (Soares & de Souza Porto 2009).

9.3. Diskussion des methodischen Ansatzes und der Ergebnisse

Die ökonomische Bewertung der Umwelt- und Klimawirkungen des ökologischen Landbaus (Tab. 15) erfolgte beispielhaft auf der Grundlage der im Netzwerk der Pilotbetriebe ermittelten Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau (Tab. 12) und des Stickstoffeinsatzes im Pflanzenbau (Tab. 6) unter Annahme mittlerer Umweltkosten (nach UBA 2022a).

Nach diesen Berechnungen betragen die Kosteneinsparungen durch ökologischen Landbau etwa 750 bis 800 € ha⁻¹ a⁻¹. Bei einer Anbaufläche des ökologischen Landbaus von 1,8 Mio ha (2021) entspricht das Kosteneinsparungen von 1,5 Mrd. €, bei 30 % Flächenanteil (Ziel 2030) Kosteneinsparungen von 4 Mrd. € in Deutschland. Die Ergebnisse zeigen die mögliche Größenordnung der Verminderung von Umweltkosten durch ökologischen Landbau; sie sind aber unvollständig und mit Unsicherheiten behaftet, die nachfolgend diskutiert werden.

Treibhausgasemissionen und Umweltkosten

Die für die Pilotbetriebe berechneten Treibhausgasbilanzen des Pflanzenbaus ergaben eine THG-Minderung von 1775 kg CO_{2eq} ha⁻¹ a⁻¹ (Marktfruchtbau) bzw. 1758 kg CO_{2eq} ha⁻¹ a⁻¹ (Milchviehhaltung) durch ökologischen Landbau gegenüber dem konventionellen Landbau. Das THG-Minderungspotenzial des ökologischen Landbaus liegt in den Pilotbetrieben höher als in anderen Studien, was u.a. auf die Einbeziehung der Bodenkohlenstoffbindung zurückzuführen ist, die nicht in allen Vergleichsstudien ausgewiesen wird. Die CO₂-Emissionen durch Boden-C-Vorratsänderungen machen im Systemvergleich der Pilotbetriebe ca. 35 % der Gesamt-THG-Emissionen aus (Tab. 15); ohne Berücksichtigung der Bodenkohlenstoffbindung würde das THG-Minderungspotenzial des ökologischen Landbaus 1129 kg CO_{2eq} ha⁻¹ a⁻¹ (Marktfruchtbau) bzw. 1135 kg CO_{2eq} ha⁻¹ a⁻¹ (Milchviehhaltung) betragen.

Weckenbrock et al. (2019) ermittelten in Auswertung der internationalen Literatur eine mittlere kumulierte Klimaschutzleistung des ökologischen Landbaus von 1.082 kg CO_{2eq} ha⁻¹ a⁻¹, die etwa dem THG-Minderungspotenzial der ökologischen Pilotbetriebe entspricht. Die Angaben beziehen sich aber nur auf „bodenbürtige“ THG-Emissionseinsparungen (C-Speicherung, N₂O-Minderung) durch die Umstellung auf eine ökologische Bewirtschaftung.

Eine aktuelle Auswertung wissenschaftlicher Publikationen zu den Treibhausgasemissionen des Agrar- und Ernährungssystems (Chiriaco et al. 2022) zeigt, dass ökologisch erzeugte Lebensmittel im Mittel geringere Klimawirkungen als konventionell erzeugte Lebensmittel haben – sowohl flächenbezogen (im Mittel -43 % THG-Emissionen) als auch produktbezogen (im Mittel -12 % THG-Emissionen). Eine hypothetische vollständige Umwandlung der heutigen globalen Anbauflächen (~4,8 Mrd. ha, FAOSTAT 2022) in ökologische Anbauflächen würde demnach die mittlere Emissionsintensität von derzeit 2300 kg CO_{2eq} ha⁻¹ a⁻¹ (IPCC et al. 2019) auf 1300 kg CO_{2eq} ha⁻¹ a⁻¹ reduzieren, was im Idealfall fast eine Halbierung der Emissionen des Landsektors von derzeit 11 Gt CO_{2eq} a⁻¹ auf 6 Gt CO_{2eq} a⁻¹ bedeuten würde (Chiriaco et al. 2022). Das THG-Minderungspotenzial des ökologischen Landbaus beträgt nach dieser Metaanalyse ca. 1000 kg CO_{2eq} ha⁻¹ a⁻¹ und liegt damit etwa auf dem Niveau der Pilotbetriebe.

Insgesamt ist zu konstatieren, dass die in den Pilotbetrieben gefundenen THG-Minderungspotenziale des ökologischen Landbaus mit den Ergebnissen zahlreicher Einzeluntersuchungen und Metastudien gut übereinstimmen. Für eine noch genauere Quantifizierung des THG-Minderungspotenzials des ökologischen Landbaus in Deutschland ist zu empfehlen, die Datenbasis zu verbreitern und die Zahl der

Untersuchungsbetriebe wesentlich zu erhöhen sowie bisher unberücksichtigte Betriebssysteme und Produktionsrichtungen (z.B. Schweine- und Geflügelhaltung, Obst- und Gemüsebau) einzubeziehen. Wünschenswert wären auch Kalkulationen auf der Basis agrarstatistischer Daten, die deutschlandweit für den ökologischen Landbau erhoben werden müssten, um die Aussagen weiter zu fundieren.

In der vorliegenden Studie wurden Kosten von Treibhausgasemissionen in Höhe von 195 € t⁻¹ CO₂ eq für das Jahr 2020 berücksichtigt (nach Matthey & Bünger 2020 und UBA 2022a). Bei einer Gleichgewichtung der Wohlfahrt heutiger und künftiger Generationen müsste nach Auffassung dieser Autoren sogar ein Kostensatz von 680 € t⁻¹ CO₂ eq angenommen werden.

In früheren Untersuchungen wurden geringere Kosten für Kohlendioxid- und andere Treibhausgasemissionen angenommen. Treu & Sanders (2019) berechneten auf der Grundlage einer mittleren THG-Minderung des ökologischen Landbaus von 1.082 kg CO₂ eq ha⁻¹ a⁻¹ (ermittelt in der Literaturanalyse von Weckenbrock et al. 2019, vgl. Kapitel 8.1.) und einem mittleren Kostensatz von Treibhausgasemissionen von 80 € pro Tonne Kohlendioxid (nach Matthey & Bünger 2018) eine Leistung von 87 € pro Hektar und Jahr, und damit deutlich geringere Werte als in den Pilotbetrieben. Wesentliche Ursache für die Abweichung ist die Verwendung geringerer Kostensätze für THG-Emissionen.

Die Klimakosten wurden in den Pilotbetrieben im Mittel des Pflanzenbaus (Acker- und Grünland) unter Berücksichtigung der Anbaustruktur, der Anbauverfahren und der erzielten Erträge berechnet (vgl. Kapitel 7.2.1). Eine Differenzierung nach einzelnen Produkten wurde im Pflanzenbau nicht vorgenommen. Klimawirkungen des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau werden häufig für pflanzliche und tierische Produkte berechnet (Übersicht in Chiriaco et al. 2022). Nach Matthey & Bünger (2020) sind die Klimakosten im ökologischen Landbau geringer als im konventionellen Anbau, z.B. Weizen (konventionell): 10,92 €-Cent kg⁻¹, Weizen (ökologisch): 7,96 €-Cent kg⁻¹, Kartoffeln (konventionell): 4,10 €-Cent kg⁻¹, Kartoffeln (ökologisch): 2,47 €-Cent kg⁻¹. Die mit Abstand höchsten Klimakosten verursacht nach Matthey & Bünger (2020) importiertes Soja aus Südamerika (Brasilien). Dabei sind Landnutzungsänderungen berücksichtigt, nicht jedoch der Transport nach Europa: Soja aus Südamerika: 90,29 €-Cent kg⁻¹, Soja, Europa (integriert): 14,53 €-Cent kg⁻¹, Soja, Europa (ökologisch): 11,88 €-Cent kg⁻¹.

Stickstoffeinsatz und Umweltkosten

Die Schätzung der mit dem Einsatz von Stickstoff verbundenen Umweltkosten in den Pilotbetrieben beruht auf der detaillierten Analyse der Stickstoffinputs und angenommenen mittleren Umweltkosten der Ausbringung von Stickstoff in der landwirtschaftlichen Praxis in Höhe von 6,30 € pro kg Stickstoff (nach Matthey & Bünger 2020 und UBA 2022a).

In den Pilotbetrieben beträgt die mittlere Differenz der flächenbezogenen Stickstoffinputs (im Pflanzenbau) zwischen den ökologischen und konventionellen Betrieben 104 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Marktfruchtbetriebe) bzw. 108 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Milchviehbetriebe). Auch die Stickstoffsalden unterscheiden sich deutlich: 21 kg ha⁻¹ a⁻¹ (ökologische Marktfruchtbetriebe), -1 kg ha⁻¹ a⁻¹ (ökologische Milchviehbetriebe), 69 kg ha⁻¹ a⁻¹ (konventionelle Marktfruchtbetriebe), 62 kg ha⁻¹ a⁻¹ (konventionelle Milchviehbetriebe).

Die in den Pilotbetrieben festgestellten Unterschiede der Stickstoffbilanz (bezogen auf den N-Input und den N-Saldo) zwischen ökologischem und konventionellem Landbau werden durch die Ergebnisse zahlreicher Studien und auch durch die nationale Stickstoffbilanz gestützt. Nach UBA (2022b) betragen

die N-Salden in der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2020 etwa $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, nach Häußermann et al. (2019) erreichten die flächenbezogenen N-Bilanzsalden im Mittel $77,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, das ist etwas höher als in den konventionellen Pilotbetrieben. Der Mineraldüngerstickstoffeinsatz betrug im Mittel der Bundesrepublik Deutschland 104 kg ha^{-1} nach Häußermann et al. (2019) und war damit niedriger als in den Pilotbetrieben. Allerdings wurde der Mineraldüngerstickstoffeinsatz in dieser Studie nicht statistisch erfasst, sondern kalkulatorisch ermittelt.

Auch die Ergebnisse eines literaturbasierten Systemvergleichs zur Stickstoffeffizienz im Pflanzenbau (Chmelikova & Hülsbergen 2019, vgl. Kapitel 4.2.) bestätigen prinzipiell die in den Pilotbetrieben gefundenen Unterschiede der Stickstoffbilanzen im ökologischen und konventionellen Landbau. Allerdings waren die Differenzen des N-Inputs zwischen dem ökologischen und konventionellen Pflanzenbau geringer als in den Pilotbetrieben; sie betragen im Mittel $34,9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf der Ebene der Fruchtfolge und $78,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei der Fruchtart Weizen. Diese Werte beziehen sich aber auf die internationale Literatur (nicht die Situation in Deutschland); hiermit wird das Düngungsniveau in Feldversuchen abgebildet, nicht die Situation in der landwirtschaftlichen Praxis.

Die nach UBA (2022a) angenommenen Umweltkosten in Höhe von $6,30 \text{ €}$ pro kg Stickstoff erscheinen im Vergleich der internationalen Literatur als relativ hohe Werte, wobei auch noch höhere Kostensätze zu finden sind (z.B. van Grinsven et al. 2013) und je nach methodischem Ansatz sehr unterschiedliche Kostensätze verwendet werden (vgl. von Blottnitz 2006, Treu & Sanders 2019).

Grundsätzlich stellt sich auch die Frage, ob es genauer und zielführender ist, die Umweltkosten anhand der N-Inputs abzuschätzen (wie in der vorliegenden Studie) oder bezogen auf die N-Salden oder bezogen auf die ermittelten N-Emissionen und deren Wirkungen in der Umwelt.

Für Berechnungen auf der Basis der N-Inputs spricht, dass der in die Agrarökosysteme eingebrachte Stickstoff nie vollständig in den pflanzlichen und tierischen Produkten gebunden wird, sondern erhebliche Anteile des reaktiven Stickstoffs in die Umwelt gelangen und dort Schäden verursachen können. Hierauf bezieht sich auch die Ableitung kritischer Belastungsgrenzen für Stickstoffeinträge, die im globalen Maßstab deutlich überschritten sind (Rockström et al. 2009, Steffen 2015, Campbell 2017). Hierbei ist aber zu beachten, dass geringere N-Inputs meist besser verwertet werden als sehr hohe (oder sogar den N-Bedarf übersteigende) N-Inputs, da die N-Effizienz mit steigenden N-Gaben abnimmt (Hülsbergen 2003).

Van Grinsven et al. (2013) schlagen in diesem Kontext vor, die N-Düngebedarfsermittlung zu erweitern, indem ausgehend von der agronomisch optimalen N-Düngung (ermittelt durch die Produktionssteigerung im Vergleich zum Düngemittelpreis), die sozialen Kosten der N-Düngung für die Gesundheit, die Ökosysteme und das Klima einbezogen werden, um so die „sozial optimale N-Rate“ zu berechnen. Diese Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen der N-Düngung ergibt nach Modellberechnungen eine Differenz zwischen „sozialem“ N-Optimum und „agronomischem“ N-Optimum in Höhe von 30 bis $90 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Median $55 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), nach Brentrup et al. (2004) 50 bis $100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Genauere Schätzungen der Umweltkosten wären prinzipiell möglich, wenn nicht die Stickstoffinputs, sondern die Stickstoffemissionen quantifiziert und mit den entsprechenden Umweltkosten (vgl. Tab. 14a, 14b) bewertet würden. Dies würde aber voraussetzen, in den Stickstoffbilanzen (vgl. Tab. 6) nicht nur die Stickstoffsalden, sondern auch die Verluste an reaktiven Stickstoffverbindungen zu ermitteln, wodurch aber auch wieder neue Fehler und Unsicherheiten auftreten könnten.

Einen Anhaltspunkt zur Höhe der durch den Stickstoffeinsatz verursachten Umweltkosten (in Teilbereichen wie dem Trinkwasserschutz und der Trinkwasseraufbereitung) geben nationale Studien. Oelmann et al. (2017) schätzen die jährlichen Kosten für die Trinkwasseraufbereitung in Deutschland, wobei sie neben Düngemitteln auch chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel berücksichtigen. Nach ihren Untersuchungen ist davon auszugehen, dass die landwirtschaftlich bedingten Nitratbelastungen bei den Wasserversorgern Kosten in Höhe von 580 bis 651 Mio. € pro Jahr verursachen, um einen Nitrat-Zielwert von $35,5 \text{ mg l}^{-1}$ zu erreichen. Die Einhaltung eines Zielwertes von 10 mg l^{-1} würde Kosten in Höhe von 684 bis 767 Mio. € pro Jahr verursachen. Bezogen auf die gesamte Agrarfläche in Deutschland von 16,6 Millionen Hektar (de.statistika.com 2022) sind dies Kosten von 41 bis 46 € ha^{-1} . Von vergleichbaren Kosten gehen auch Bommelaer & Devaux (2011) aus, die die jährlichen externen Kosten in Frankreich in Folge des Einsatzes von Pflanzenschutz- und Stickstoffdüngemitteln in der Landwirtschaft untersucht haben. Demnach betragen die direkten Kosten für die Aufbereitung von Trink- und Abwässern schätzungsweise 480 bis 870 Mio. €.

Mehrere nationale und globale Studien befassen sich mit Kosten-Nutzen-Rechnungen des Einsatzes von Stickstoffverbindungen in der Landwirtschaft. Stickstoffdünger werden benötigt, um genug Nahrung für die 8 Milliarden Menschen auf der Erde zu produzieren, aber ein übermäßiger Einsatz dieser Düngemittel führt dazu, dass erhebliche Mengen an Stickstoff in die Umwelt freigesetzt und Luft und Wasser verschmutzen (Xia & Yan 2023). Gu et al. (2023) untersuchen diesen Konflikt auf globaler Ebene und stellen fest, dass durch die Einführung fortschrittlicher Stickstoffmanagementpraktiken mehr Nahrungsmittel als heute produziert werden könnten, allerdings mit einer geringeren Stickstoffbelastung. Der gesellschaftliche Nutzen einer Verringerung von Stickstoffemissionen durch die Landwirtschaft übersteigt bei weitem die Kosten, die mit der Anwendung dieser Verfahren verbunden sind.

9.4. Ausblick: Herausforderung einer klimaneutralen Agrarproduktion

Auch die Landwirtschaft muss dazu beitragen, das politische Ziel zu erreichen, Europa bis 2050 klimaneutral umzubauen (EU 2020). Der ökologische Landbau hat den Anspruch, nachhaltig zu wirtschaften und seinen Beitrag zu dieser Politik zu leisten (Rahmann et al. 2008).

Bislang ist aber auch der ökologische Landbau nicht klimaneutral, obwohl die Treibhausgasemissionen durchschnittlich niedriger sind als bei konventioneller Milchproduktion (Hülsbergen & Rahmann 2013). Nur durch Produktionsoptimierungen, z.B. Fütterungsoptimierungen (Schüler et al. 2018), Biogasproduktion aus Wirtschaftsdünger (Paulsen 2008), Zwischenfruchtanbau (Rotz et al. 2010) ist eine Klimaneutralität nicht möglich.

Um klimaneutral zu werden, sind über Produktionsoptimierungen hinaus Kohlenstoffsenken zu integrieren. Hier bietet sich innerbetrieblich insbesondere der Gehölzanbau auf den landwirtschaftlichen Flächen an. Modellberechnungen von Rahmann (2020) haben ergeben, dass eine Anbaufläche von 0,4 ha Kurzumtriebsplantagen pro Kuh erforderlich ist, um die mittleren Treibhausgasemissionen auszugleichen. Dieses gilt fast identisch für eine ökologische als auch konventionelle Milchproduktion. Pro Kuh wären insgesamt rund 1,8 bis 1,9 ha an Futterfläche (100 % des Futters) und Ausgleichsfläche (CO₂-Senke) erforderlich (Tab. 16).

Tabelle 16: Flächenbedarf für eine klimaneutrale Milchproduktion pro Kuh (Rahmann 2020)

	Futterfläche	Emissionen	Emissionen	KUP-Fläche	Futterfläche
	AL / GL	je Kuh und Jahr	je ha und Jahr	als Ausgleich ^e	klimaneutral
	ha	kg CO ₂ eq	kg CO ₂ eq	ha	ha
Kuh, ökologische Milchproduktion ^a	1,26 / 0,24	7.038	4.695	0,39	1,89
- „normal“ ^c					
- „klimaneutral“ ^d	1,50	5.680	3.789	0,33	1,83
Kuh, konventionelle Milchproduktion ^b	0,68 / 0,69	10.088	8.403	0,56	1,93
- „normal“ ^c					
- „klimaneutral“ ^d	1,37	7.384	6.150	0,47	1,83

^a Ökologischer Landbau EU 848/2018 zertifiziert und ARLA-Nachhaltigkeits-Standards (Bio), Standort: Norddeutschland, gute Produktionsbedingungen, holsteinisch-friesische Rasse, 7.000 kg Milch ECM je Laktation, davon 6.500 verkauft, 100 % hofeigene Futterproduktion, 80 % Raufutter (TM).

^b Doppelte Ertragsleistung Landnutzung, 10.000 kg Milch ECM je Laktation, davon 9.500 kg verkauft; 100 % hofeigene Futterproduktion, 55 % Raufutter (TM).

^c Inklusive Remontierung von 25 % Nachzucht.

^d Biogas (Klimagasreduktion: 5 % der CO₂ eq Emissionen Milchproduktion = 0,050 kg CO₂ eq kg⁻¹ Milch (ECM) und Zwischenfruchtanbau (200 kg CO₂ eq ha⁻¹ Druschfrüchte und Maisfläche: öko: 0,143 bzw. kon: -0,117 kg CO₂ eq kg⁻¹ Milch).

^e KUP = Kurzumtriebsplantage: 10 t ha⁻¹ a⁻¹ Massezuwachs, entspricht 5 t ha⁻¹ a⁻¹ C-Bindung. öko: 3,9 und kon: 5,6 t ha⁻¹ a⁻¹; multipliziert mit dem Faktor 3,67 ergibt 18 t ha⁻¹ a⁻¹ CO₂-Bindung.

Tabelle 17: Übersicht zu Maßnahmen zur Treibhausgasminderung in der Wertschöpfungskette Milch, unter Berücksichtigung der wissenschaftlichen Literatur (Hülsbergen & Schmid 2022)

Zielsetzung	Erläuterung der Maßnahmen und Nachweis der Wirkungen
Optimierung der Stickstoffkreisläufe zur Verminderung klimarelevanter Emissionen	<ul style="list-style-type: none"> – Durch die Verminderung von Stickstoffüberschüssen und Steigerung der Stickstoffeffizienz auf Grünland und Ackerland können Ammoniak- und Lachgasemissionen vermindert werden. – Mit Stickstoffbilanzen, Emissionsfaktoren und Modellen können die flächen- und produktbezogenen Emissionen berechnet werden. – Die Lachgasemissionen sind von zahlreichen Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren abhängig.
Einsparung fossiler Energie und schrittweiser Ersatz fossiler durch regenerative Energie	<ul style="list-style-type: none"> – Je stärker der Einsatz fossiler Energie vermindert wird, umso stärker ist auch die CO₂-Reduktion. – Die Maßnahmen betreffen die gesamte Wertschöpfungskette – den Vorleistungsbereich, den Pflanzenbau, die Milchviehhaltung, die Milchtransporte, die Molkerei, den Transport und die Lagerung der Milchprodukte sowie den Lebensmittelhandel. – Mit Energie- und THG-Bilanzen können Energieinput, Energieoutput, Energieeffizienz und die damit verbundenen THG-Emissionen berechnet und die Veränderungen erfasst werden. – Der Schwerpunkt der Bilanzierung sollte auf dem Landwirtschaftsbetrieb liegen, da hier die meiste fossile Energie eingesetzt wird.
Kohlenstoffbindung in Böden durch Humusaufbau und Einsatz von Pflanzenkohle	<ul style="list-style-type: none"> – Die Böden sind wichtige Kohlenstoffspeicher. Durch den Humusaufbau wird Kohlenstoff gespeichert. – Maßnahmen zum Humusaufbau sind der Anbau von Klee-Luzernegras, Zwischenfrüchten und Untersaaten, die Umwandlung von Ackerland in Grünland, Agroforstsysteme. Auch der Grünlanderhalt ist für die Kohlenstoffspeicherung sehr wichtig. – Der Einsatz von Pflanzenkohle kann die C-Bindung erhöhen. – Mit Hilfe von Humus- und C-Bilanzen können die C-Bindungs-potenziale erfasst werden. Eine Kontrolle ist z.B. durch C_{org}-Messungen auf georeferenzierten Testflächen möglich.
Minderung von Methan- und THG-Emissionen in der Milchviehhaltung	<ul style="list-style-type: none"> – Die CH₄-Emissionen haben die größte Relevanz in der Wertschöpfungskette Milch. – CH₄-Emissionen können durch die Steigerung der Laktationszahl und der Lebensleistung der Kühe, die Fütterungsoptimierung, und die Emissionsminderung bei der Düngerlagerung reduziert werden. – Mit THG-Bilanzen, Emissionsfaktoren und Modellen können die CH₄- und THG-Emissionen der Milchviehhaltung berechnet werden.
Erzeugung von Bioenergie und Anrechnung als CO₂-Vermeidungsleistung	<ul style="list-style-type: none"> – Unter den Bedingungen der ökologischen Landwirtschaft gibt es hierfür zahlreiche Optionen wie die bioenergetische Nutzung schnellwachsender Gehölze aus Agroforstsystemen (Hackschnitzelheizungen, Holzvergaser, Erzeugung von Pflanzenkohle), die Nutzung von Biogasanlagen (Vergärung von Gülle und Stallmist aus der Milchviehhaltung), die energetische Nutzung von Holz aus dem Forst (viele bayerische Betriebe haben Forst- und Landwirtschaft) sowie die Produktion von Pflanzenkohle für den Einsatz in der Landwirtschaft aus Reststoffen. – Mit CO₂- und THG-Bilanzen kann die CO₂-Vermeidungsleistung der verschiedenen Systeme erfasst werden.

Unter Berücksichtigung eigener Forschungsarbeiten und der wissenschaftlichen Literatur sind in Tab. 17 Maßnahmen zur Treibhausgasminderung in der Wertschöpfungskette Milch dargestellt und erläutert, einschließlich der Methoden zum Nachweis von THG-Minderungen.

Aufgrund biologischer Gesetzmäßigkeiten ist davon auszugehen, dass THG-Emissionen in Milchproduktions- und Agrarökosystemen nicht vollständig vermeidbar sind. Beispielsweise können stoffwechselbedingte Methanemission der Milchkühe durch geeignete Maßnahmen vermindert, aber aufgrund der Pansenphysiologie nie gänzlich vermieden werden. Einen Überblick von Strategien zur Minderung der stoffwechselbedingten Methanemissionen von Milchkühen und deren Effekte geben Arndt et al. (2022) auf der Grundlage einer umfassenden Metaanalyse. Demnach sind substantielle produktbezogene CH₄-Emissionsminderungen möglich – u.a. durch verbessertes Futter- und Herdenmanagement, optimierte Futterrationen und Leistungssteigerungen; die Verbesserung der Futterqualität auf dem Grünland ist dabei von zentraler Bedeutung. Die CH₄-Einsparpotenziale sind in globalem Maßstab bedeutsam.

Biologisch aktive und mit Stickstoffverbindungen gedüngte Böden werden weiterhin Lachgas emittieren. Auch unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus können hohe N₂O-Flüsse auftreten (Peter et al. 2013), z.B. beim Anbau von Silomais und organischer Düngung (Winkhart et al. 2022). Somit ist es für eine klimaneutrale Milchproduktion entscheidend, relevante CO₂-Senken zu identifizieren, die zu „Negativemissionen“, also zur CO₂-Speicherung führen, und diese nach Möglichkeit auch zu nutzen. Um die Klimaschutzziele zu erreichen und den globalen Temperaturanstieg auf unter 2° C zu begrenzen, ist eine Transformation der Landwirtschaft von einer Treibhausquelle in eine Treibhausgasenke erforderlich (Willett et al. 2019).

Die drei Negativemissionstechnologien (a) Aufforstung/Wiederaufforstung, (b) Pflanzenkohle/Biomasse-Pyrolyse und (c) Aufbau bodenorganischer Substanz lassen sich kurz- und mittelfristig in der Landwirtschaft umsetzen. Nach Bier et al. (2020) ermöglichen sie ein relevantes Volumen und sind kosteneffizient, da sie einen Zusatznutzen und positive Auswirkungen auf die Ökosysteme haben.

9.5. Schlussfolgerungen und Empfehlungen an die Agrar-Umweltpolitik

Aufgrund der Ergebnisse aus den Pilotbetrieben und bei Annahme mittlerer Umweltkosten für die Stickstoff- und Treibhausgasemissionen liegen die Kosteneinsparungen durch ökologischen Landbau (im Vergleich zu konventionellen Systemen) mit $750 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ viel höher als die derzeitige flächenbezogene Förderung des ökologischen Landbaus in Deutschland (ca. $250 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Je schneller die Umstellung auf ökologischen Landbau erfolgt und je größer die Anbaufläche des ökologischen Landbaus ist, umso größer sind die Umweltentlastungen und die Kosteneinsparungen für die Gesellschaft. Der ökologische Landbau kann entscheidend zur Lösung von Umweltproblemen beitragen, wie z.B. zur Reduzierung der Stickstoffsalden und der damit verbundenen umwelt- und klimarelevanten Emissionen. Daher sollten weitere agrar- und umweltpolitische Maßnahmen ergriffen werden, um die ambitionierten Ziele – 30 % Anteil des ökologischen Landbaus bis 2030 – zu erreichen.

Um Verlagerungseffekte zu minimieren, sollte dieses Ziel aufgrund der geringeren Erträge im ökologischen Landbau kombiniert werden mit (a) der Reduzierung der Lebensmittelverluste und (b) der Verringerung des Konsums tierischer Lebensmittel (vgl. Muller et al. 2017). Andernfalls könnte der Ausbau der Anbauflächen des ökologischen Landbaus die Nettoimporte von Agrargütern aus anderen Staaten mit geringeren Anforderungen an die Umwelt- und Klimaverträglichkeit erhöhen (vgl. acatech 2023).

Die weitere Ausdehnung des ökologischen Landbaus kann insbesondere in folgenden Agrar-Umweltbereichen zu einer Lösung der drängenden Umweltprobleme und somit auch zur Verminderung von Kosten für die Gesellschaft beitragen:

– Stickstoffkreislauf, Stickstoffeffizienz und Stickstoffemissionen

Verminderung der Stickstoffinputs und der Stickstoffsalden der Landwirtschaft, zunächst auf den Zielwert von $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (später auch darunter), dadurch geringere Stickstoffemissionen und geringere Einträge reaktiver Stickstoffverbindungen (Ammoniak, Lachgas, Nitrat) in Umwelt (Gewässer, Atmosphäre, Ökosysteme), positive Wirkungen auch auf die Biodiversität. Nachhaltige Gestaltung der Stickstoffkreisläufe, Trinkwasserschutz und Kosteneinsparung für die Trinkwasseraufbereitung.

– Einsparung fossiler Energie und Energieeffizienz

Halbierung des Energieeinsatzes je Hektar durch den Verzicht auf den Einsatz von Mineraldüngerstickstoff³⁹ und chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln, dadurch auch Einsparung von CO_2 -Emissionen und Verbesserung der Treibhausgasbilanz. Verringerung der Abhängigkeit der deutschen Landwirtschaft vom Einsatz fossiler Energie.

³⁹ Der Einsatz von mineralischem Stickstoffdünger hat einen erheblichen Anteil daran, dass sich die Landwirtschaft in Deutschland im 20. Jahrhundert energetisch von einer Primärproduktion zu einer Bewirtschaftung mit großem Input an fossilen Energien wandelte. Ursächlich ist v. a. das Haber-Bosch-Verfahren, welches rund 3-5 % der weltweiten Erdgasförderung bzw. 1-2 % des weltweiten Energiebedarfs benötigt und für eine Tonne Ammoniakhertrag rund 1,5 Tonnen CO_2 freisetzt. Weltweit werden seit 2013 jährlich über 140 Mio. t Ammoniak für Düngemittelproduktion hergestellt und damit mehr als 200 Mio. t CO_2 emittiert (Möckel & Wolf 2020).

– **Humusaufbau und Kohlenstoffsequestrierung**

Humusaufbau und Bodenkohlenstoffbindung durch Leguminosen, insbesondere den Anbau von Luzerne-Klee gras sowie den Einsatz hochwertiger organischer Dünger mit hoher Humusreproduktionsleistung⁴⁰. Positive Humusbilanzen in Betrieben mit Milchviehhaltung und weitgehend geschlossenen Stoffkreisläufen. Positive Wirkungen des Humusaufbaus auf Bodeneigenschaften und -prozesse, Ertragsfähigkeit der Böden und die Ertragsstabilität. Anpassungsstrategie im Klimawandel (klimaresilienter Pflanzenbau).

– **Klimaschutz und Verminderung von Treibhausgasemissionen**

Halbierung der flächenbezogenen Treibhausgasemissionen (CO₂-Äquivalente) im ökologischen Pflanzenbau. Geringere produktbezogene THG-Emissionen auch in der ökologischen Milchviehhaltung (bei gleicher Milchleistung) aufgrund der Fütterung (Grünland- und Klee gras basiert, Grundfutter orientiert, wenig Kraftfuttereinsatz), positiver Humusbilanz (Grünlanderhaltung und Humusaufbau auf dem Ackerland), Verzicht auf Sojaeinsatz und damit verbundener Emissionen (einschließlich der Emissionen durch Landnutzungsänderungen).

– **Förderung der Biodiversität**

Positive Effekte durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Herbizide, Fungizide, Insektizide, Wachstumsregler. Artenreiche Fruchtfolgen fördern die Biodiversität. Geringere Regelungs- und Eingriffsintensität (weniger und schonendere Arbeitsgänge, geringere Überrollhäufigkeit, weniger Störungen des Ökosystems).

Deshalb ist eine stärkere Förderung des ökologischen Landbaus zu empfehlen, die die gesamte Wertschöpfungskette umfasst – von der Erzeugung der Nahrungsmittel und Rohstoffe in den Landwirtschaftsbetrieben über die Verarbeitung und den Handel bis zum Konsumenten. Das schließt auch die Forschungsförderung und Förderung des Absatzes von Bioprodukten ein.

Die Umwelt- und Klimaschutzleistungen des ökologischen Landbaus sollten gleichwohl weiter verbessert und optimiert werden. Hierfür gibt es viele Ansatzpunkte:

- Umwelt- und Nachhaltigkeitsmanagement über Wertschöpfungsketten (nicht nur landwirtschaftliche Produktion), z.B. mit dem Ziel der klimaneutralen Erzeugung von Milchprodukten (vgl. Kapitel 9.4).
- Konsequente Umsetzung der Prinzipien des ökologischen Landbaus (Stoffkreisläufe, vielseitige Betriebsstrukturen, artenreiche Fruchtfolgen, vgl. Kapitel 3.). Diese Prinzipien dürfen nicht aufgeweicht oder verwässert werden, sonst schwindet der systembedingte Unterschied zum konventionellen Landbau.
- Die „Ertragslücke“ zum konventionellen Landbau muss schrittweise reduziert und in der langfristigen Perspektive weitgehend geschlossen werden (vgl. Kapitel 3.4).

⁴⁰ In einer weltweiten Metastudie, basierend auf experimentellen Ergebnissen aus Feldversuchen, wiesen Gattinger et al. (2012) nach, dass Böden, die langjährig ökologisch bewirtschaftet wurden, höhere Humus- und C_{org}-Vorräte aufweisen als konventionell bewirtschaftete Böden, sie ermittelten eine jährliche C-Anreicherung von 0,2 t ha⁻¹ a⁻¹ durch ökologischen Landbau. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangten Leithold et al (2015) bei Untersuchungen auf Praxisschlägen in Deutschland.

Auch im konventionellen Landbau gibt es zahlreiche Ansätze zur Verbesserung der Umwelt- und Klimaschutzleistungen, die konsequent genutzt werden sollten, denn selbst bei Realisierung des 30 %-Ziels würden noch 70 % der Fläche konventionell bewirtschaftet werden. Hierzu zählen z.B. zur Erhöhung der Stickstoffeffizienz und Minderung umweltrelevanter Stickstoffemissionen folgende Ansätze⁴¹:

- strukturelle Maßnahmen, insbesondere die Flächenbindung (Re-Integration) der Tierhaltung, um regional und betrieblich hohe Gülle- und Nährstoffüberschüsse schrittweise abzubauen (vgl. Wiesler et al. 2016, acatech 2023),
- die Nutzung digitaler Techniken im Rahmen des Precision Farming. Gerade in Systemen mit sehr hohem Stickstoffeinsatz kann die Feinsteuerung der N-Gaben unter Berücksichtigung der Standortvariabilität und der differenzierten N-Nachlieferung aus dem Boden mit digitalen, sensor- und satellitengestützten Systemen die N-Effizienz steigern und umweltrelevante N-Verluste vermindern (Vinzent et al. 2018, Mittermayer et al. 2022),
- die Anwendung von Düngerapplikationsverfahren mit geringem N-Verlustpotenzial, z.B. die Gülleinjektions-, Schleppschlauch- und Schlitzverfahren, um Ammoniakverluste zu senken (acatech 2023),
- der Einsatz von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren, um Ammoniak- und Lachgasverluste zu senken (Vinzent 2018).

Es ist auch vorstellbar und wird immer wieder gefordert, die Vorteile des ökologischen und konventionellen Landbaus zu kombinieren, um in der Synthese besonders nachhaltige Produktionssysteme zu etablieren (Meemken & Qaim 2017, BMEL 2019). So können bewährte Maßnahmen des ökologischen Landbaus, wie betriebliches Humusmanagement oder artenreiche Fruchtfolgen mit Körner und Futterleguminosen, auch im konventionellen Landbau wieder an Bedeutung gewinnen, sodass die damit verbundenen positiven Umwelt- und Klimawirkungen (Erosionsschutz, Stickstofffixierung, Humusaufbau und CO₂-Sequestrierung) auch hier stärker zum Tragen kommen. Andererseits könnte der ökologische Landbau die primär für konventionelle Systeme entwickelten Precision-Farming-Technologien, wie z.B. die sensor- und satellitengestützten Ertragserfassung (Mittermayer et al. 2023) oder digitale Humus- und Nährstoffmanagementsysteme (Weckesser et al. 2021) verstärkt nutzen, wenn diese Systeme optimal an die Bedingungen des ökologischen Landbaus adaptiert werden. Von der Einsparung fossiler Energie im Vorleistungsbereich, z.B. bei der Herstellung von Investitionsgütern, werden der ökologische und konventionelle Landbau gleichermaßen profitieren.

In diesem Sinne ging es auch im 10jährigen Forschungsprojekt „Netzwerk der Pilotbetriebe“, dessen Ergebnisse der vorliegenden Studie zugrunde liegen, um einen fairen und möglichst objektiven

⁴¹ Gu et al. (2023) untersuchten mithilfe von Computermodellen die Auswirkungen einer weltweiten Einführung verbesserter Bewirtschaftungsmethoden und nahmen den konventionellen Stickstoffdüngereinsatz im Jahr 2015 als Basisszenario zum Vergleich an. Sie ermittelten zahlreiche Vorteile: So wurde beispielsweise die Stickstoffaufnahme der Pflanzen im Vergleich um 20 % gesteigert, die Umweltbelastung um 32 % reduziert und der weltweite Einsatz von Stickstoffdüngern um 21 % gesenkt. Die Maßnahmen wurden auf der Grundlage von Experteneinschätzungen in drei Stufen unterteilt: Stufe 1 umfasst u.a. Fruchtfolgen mit Leguminosen und die Anwendung von Pufferzonen, Stufe 2 ist auf richtige Menge, Art, Zeit und Ort der Düngerausbringung ausgerichtet und Stufe 3 umfasst die Einführung neuer Kultursorten, optimale Bewässerung und Bodenbearbeitung.

Vergleich der Leistungen des ökologischen und konventionellen Landbaus, aber auch um die schrittweise Verbesserung der Umwelt- und Klimaschutzleistungen beider Systeme. Weitergehende Informationen, auch zu betrieblichen Optimierungsansätzen, deren Anwendung und Erprobung in den Pilotbetrieben sind dem Forschungsbericht Thünen-Report 92 zu entnehmen.

Die Umwelt- und Klimaschutzwirkungen des ökologischen und konventionellen Landbaus sowie die damit verbundenen gesellschaftlichen Leistungen bzw. die sozialen und der ökologischen Kosten der landwirtschaftlichen Produktion, müssen weiter wissenschaftlich untersucht werden. Ziel sollte es sein, die Umwelteffekte und die Umweltkosten noch genauer zu quantifizieren sowie nach Standortbedingungen und Bewirtschaftungssystemen zu differenzieren.

Literatur

Abraham J (2001) Auswirkungen von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Böden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Shaker-Verlag Aachen: Berichte aus der Agrarwissenschaft.

acatech (2023) Nachhaltige Stickstoffnutzung in der Agrarwirtschaft. acatech POSITION. Deutsche Akademie der Technikwissenschaften.

Amon B, Amon T, Boxberger J, Alt C (2001) Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 103-113.

Amon B, Kryvorochko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S (2006) Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 153-162.

Arndt C, Hristov AN, Price WJ, McClelland SC, Pelaez AM, Cueva SF, Oh J, Dijkstra J, Bannink A, Bayat AR, Crompton LA, Eugène MA, Enahoro D, Kebreab E, Kreuzer M, McGee M, Martin C, Newbold CJ, Reynolds CK, Schwarm A, Shingfield KJ, Veneman JB, Yáñez-Ruiz DR, Zhongtang Yu Z (2022) Full adoption of the most effective strategies to mitigate methane emissions by ruminants can help meet the 1.5 °C target by 2030 but not 2050. *PNAS* 119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2111294119>.

Auerswald K, Kainz M, Fiener P (2003) Soil erosion potential of organic versus conventional farming evaluated by USLE modelling of cropping statistics for agricultural districts in Bavaria. *Soil use and management* 19, 305-311.

Bell MJ, Wall E, Russel G, Simm G, Stott AW (2011) The effect of improving cow productivity, fertility and longevity on the global warming potential of dairy systems. *Journal of Dairy Science* 94, 3662-3678.

Bier H, Gerber H, Huber M, Junginger H, Kray D, Lange J, Lerchenmüller H, Nilsen P (2020) Mit Pflanzenkohle basierten Kohlenstoffsinken dem Klimawandel entgegenwirken. Whitepaper. European Biochar Industry Consortium e.V. (EBI) Freiburg.

Bioland (2020) Bioland-Richtlinien. Fassung vom 24. November 2020. Bioland e.V. Verband für organisch-biologischen Landbau Mainz.

BMEL (2019) Ackerbaustrategie 2035. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Perspektiven für einen produktiven und vielfältigen Pflanzenbau. Diskussionspapier. Stand Dezember 2019.

BMEL (2022a) BMEL macht den ökologischen Landbau zu seinem Leitbild für eine nachhaltige Landwirtschaft. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Pressemitteilung Nr. 5/2022 vom 19. Januar 2022.

BMEL (2022b) Öko-Landbau stärken: Zukunftsstrategie ökologischer Landbau. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/oekologischer-landbau/zukunftsstrategie-oekologischer-landbau.html.

BMEL (2022c) Öko-Barometer 2021. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/oekobarometer-2021.pdf?__blob=publicationFile&v=5.

BMEL (2022d) Eckpunktepapier: Weg zur Ernährungsstrategie der Bundesregierung vom 21.12.2022. www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ernaehrung/ernaehrungsstrategie-eckpunktepapier.pdf?__blob=publicationFile&v=4.

BMUB (2016) Klimaschutzbericht 2016: Zum Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 der Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, 116 S.

Bommelaer O, Devaux J (2011) Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau. Collection « Études et documents » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) (Etudes & Documents).

Böswirth T (2017) Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Energie- und Treibhausgasbilanzierung landwirtschaftlicher Biogassysteme. Dissertation, Technische Universität München. Verlag Dr. Köster. Weihenstephaner Schriften 6.

Bouwman AF, Boumans LJM, Batjes NH (2002) Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 1-13.

Braun M, Schmid H, Grundler T, Hülsbergen K.-J (2010) Root and shoot growth and yield of different grass-clover mixtures. *Plant Biosystems* 144, 414-419.

Brentrup F; Küsters J, Lammel J, Barraclough P, Kuhlmann H (2004) Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *Eur. J. Agron.* 20, 265-279.

Brock C, Hoyer U, Leithold G, Hülsbergen K-J (2012) The humus balance model (HU-MOD): A simple tool for the assessment of management change impact on soil organic matter levels in arable soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 92, 239-254.

Bryzinski T (2020) Erträge, Energieeffizienz und Treibhausgasemissionen ökologischer und konventioneller Pflanzenbausysteme – methodische Einflüsse und feldexperimentelle Ergebnisse. Dissertation. Technische Universität München.

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. <https://doi.org/10.5751/ES-09595-220408>.

Chiriaco M V, Castaldi S, Valentin R (2022) Determining organic versus conventional food emissions to foster the transition to sustainable food systems and diets: Insights from a systematic review. *Journal of Cleaner Production* 380 (2022) 134937.

Chmelikova L, Hülsbergen K-J (2019) Ressourceneffizienz. In: Sanders J, Heß J (eds) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft, Thünen Report 65. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, Germany, pp 191-220. <https://doi.org/10.3220/REP1576488624000>.

Chmelikova L, Schmid H, Anke S, Hülsbergen K-J (2021) Nitrogen-use efficiency of organic and conventional arable and dairy farming systems in Germany. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* <https://doi.org/10.1007/s10705-021-10126-9>.

Chmelikova L, Schmid H, Hülsbergen K-J (2022) Einfluss von Standort und Bewirtschaftung auf die Humus- und Nährstoffgehalte von Acker- und Grünlandböden. In: Hülsbergen K-J, Schmid H, Paulsen HM (Hrsg.) Steigerung der Ressourceneffizienz durch gesamtbetriebliche Optimierung der Pflanzen- und Milchproduktion unter Einbindung von Tierwohlaspekten – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Johann Heinrich von Thünen-Institut, p 457-483, Thünen Rep 92, DOI:10.3220/REP1646034190000.

Cederberg C, Mattson B (2000) Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8, 49-60.

Cole CV, Duxbury J, Freney J, Heinemeyer O, Minami K, Mosier A, Paustian K, Rosenberg N, Sampson N, Sauerbeck D, Zhao Q (1997) Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, 221-228.

- Dämmgen U, Lüttich M, Haenel H-D, Döhler H, Eurich-Menden B, Osterburg B (2007) Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2007 für 2005. In: Dämmgen U (Hrsg.) Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2007 für 2005 Einführung Methoden und Daten (GAS-EM). Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 304.
- Dechow R, Freibauer A (2011) Assessment of German nitrous oxide emissions using empirical modelling approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91, 235-254.
- Deike S, Pallut B, Christen O (2008) Investigations on the energy efficiency of organic and integrated farming with specific emphasis on pesticide use intensity. *European Journal of Agronomy* 28, 461-470.
- Demeter (2021) Richtlinien 2021. Erzeugung und Verarbeitung. Richtlinien für die Zertifizierung »Demeter« und »Biodynamisch«. Demeter e.V. Darmstadt.
- DLG (2014) Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere, DLG Band 199, 2. Auflage.
- de Ponti T, Rijk B, van Ittersum M K (2012) The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems* 108, 1-9.
- Deutscher Bundestag (2016) Statistische Angaben zu Treibhausgasen aus Landwirtschaft und Forstwirtschaft. Wissenschaftlichen Dienste des Deutschen Bundestages, Aktenzeichen: WD 5 - 3000 - 068/16.
- Don A, Flessa H, Marx K, Poeplau C, Tiemeyer B, Osterburg B (2018) Die 4-Promille-Initiative „Böden für Ernährungssicherung und Klima“ – Wissenschaftliche Bewertung und Diskussion möglicher Beiträge in Deutschland. Thünen Working Paper 112. Johann Heinrich von Thünen-Institut. DOI:10.3220/WP1543840339000. urn:nbn:de:gbv:253-201812-dn060523-5.
- Dux D, Alig M, Herzog D (2009) Umweltwirkung von landwirtschaftlichen Gebäuden. *Agrarforschung* 16, 284-289.
- Eichler F, Schulz D (1998) The nitrogen reduction programme in the Federal Republic of Germany. *Environmental Pollution* 102, 609-617. doi:10.1016/S0269-7491(98)80089-4.
- European Commission (2020) A European Strategy for Data: Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. 19.2.2020, COM(2020) 66 final. Brussels: European Commission.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2006) Livestock's long shadow. Environmental issues and options. FAO Rome.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2010) Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector. A Life Cycle Assessment. FAO Rome.
- FAOSTAT (2022) <https://www.fao.org/faostat/en/#home>.
- Flaten O, Koesling M, Hansen S, Veidal A (2018) Links between profitability, nitrogen surplus, greenhouse gas emissions, and energy intensity on organic and conventional dairy farms. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 1-27, doi:10.1080/21683565.2018.1544960.
- Flessa H, Ruser R, Dörsch P, Kamp T, Jimenez M A, Munch J C, Beese F (2002) Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 91, 175-189.
- Frank H (2014) Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Energie- und Treibhausgasbilanzierung landwirtschaftlicher Betriebssysteme mit Milchviehhaltung. Dissertation, Technische Universität München.

Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2019) Modelling greenhouse gas emissions from organic and conventional dairy farms. *Journal of Sustainable and Organic Agricultural Systems* 69, 37-46. DOI:10.3220/LBF1584375588000.

Frank H, Schmid H, Hülsbergen K-J (2022) Energie- und Treibhausgasbilanzen der Milchviehhaltung. In: Hülsbergen K-J, Schmid H, Paulsen HM (Hrsg.) *Steigerung der Ressourceneffizienz durch gesamtbetriebliche Optimierung der Pflanzen- und Milchproduktion unter Einbindung von Tierwohlaspekten – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, p 133-159, Thünen Rep 92, DOI:10.3220/REP1646034190000.

Freibauer A, Rounsevell MDA, Smith P, Verhagen J (2004) Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1-23. doi: 10.1016/j.geoderma.2004.01.021.

Gattinger A, Muller A, Haeni M, Skinner C, Fliessbach A, Buchmann N, Mäder P, Stolze M, Smith P, Scialabba NE-H, Niggli U (2012) Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proc Natl Acad Sci USA* 109: 18226-18231. doi: 10.1073/pnas.1209429109.

Gäth S (1996) Methoden der Nährstoffbilanzierung und ihre Anwendung als Agrar-Umweltindikator. *Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Initiativen zum Umweltschutz* 5, 115-127.

GfK (2022) *Nachhaltigkeit in Zeiten von Klimakrise und Inflation*. Gesellschaft für Konsumforschung. *Consumer Index* 08/2022.

Grandl F, Furger M, Kreuzer M, Zehetmeier M (2019) Impact of longevity on greenhouse gas emissions and profitability of individual dairy cows analysed with different system boundaries. *Animal* 13, 198-208.

Gu B, Zhang X, Lam S K et al. (2023) Cost-effective mitigation of nitrogen pollution from global croplands. *Nature* 613, 77-84. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05481-8>

Haas G, Geier U, Schulz D G., Köpke U (1995) Vergleich Konventioneller und Organischer Landbau - Teil 1: Klimarelevante Kohlendioxid-Emission durch den Verbrauch fossiler Energie. *Berichte über Landwirtschaft* 73, 401- 415.

Haas G, Wetterich F, Köpke U (2001) Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture Ecosystems & Environment* 83, 43-53.

Hamm U, Häring A M, Hülsbergen K-J, Isermeyer F, Lange S, Niggli U, Rahmann G, Horn S (2017) Research strategy of the German Agricultural Research Alliance (DAFA) for the development of the organic farming and food sector in Germany. *Organic Agriculture*, 7 (3), pp. 225-242.

Hanley N, Breeze TD, Ellis C, Goulson D (2015) Measuring the economic value of pollination services: Principles, evidence and knowledge gaps. *Ecosystem Services* 14, 124-132. doi: 10.1016/j.ecoser.2014.09.013

Häußermann U, Bach M, Klement L, Breuer L (2019) Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017. *Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen*. Umweltbundesamt (Hrsg.) Dessau-Roßlau. TEXTE 131/2019. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>.

Hörtenhuber SJ, Lindenthal T, Zollitsch W (2011) Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources: the case of Austrian dairy production. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 91, 1118-1127.

Hülsbergen K-J, Feil B, Biermann S, Rathke G-W, Kalk W-D, Diepenbrock W (2001) A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 86, 303-321.

Hülsbergen K-J, Feil B, Diepenbrock W (2002): Rates of nitrogen application required to achieve maximum energy efficiency for various crops: Results of a long-term experiment. *Field Crops Research*, 77, 61-76.

Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Aachen: Shaker-Verlag.

Hülsbergen K-J, Rahmann G (eds.) (2013) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 412 p, Thünen Rep 8, DOI:10.3220/REP_8_2013.

Hülsbergen K-J, Maidl F-X, Forster F, Prücklmaier J (2017) Minderung von Nitratausträgern in Trinkwasser-einzugsgebieten durch optimiertes Stickstoffmanagement. Forschungsbericht an das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Technische Universität München.

Hülsbergen K-J, Schmid H (2022) Umwelt- und Klimaschutzmanagement in der Wertschöpfungskette Milch – am Beispiel der Andechser Molkerei Scheitz GmbH. Vorhabensbeschreibung zum Forschungsprojekt. Technische Universität München.

Hülsbergen K-J, Schmid H, Paulsen HM (Hrsg.) (2022) Steigerung der Ressourceneffizienz durch gesamtbetriebliche Optimierung der Pflanzen- und Milchproduktion unter Einbindung von Tierwohlaspekten – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 540 p, Thünen Rep 92, DOI:10.3220/REP1646034190000.

IFOAM (2019) The IFOAM Norms for Organic Production and processing. IFOAM-Organics International, October 2019 (Edited version of the IFOAM Norms 2014).

IPCC (International Panel on Climate Change) (1997) 1997 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

IPCC (International Panel on Climate Change) (2001) 2001 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

IPCC (International Panel on Climate Change) (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

IPCC (2019) Climate Change and Land: An IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems.

Jacobs A, Flessa H, Don A, Heidkamp A, Prietz R, Dechow R, Gensior A, Poeplau C, Riggers C, Schneider F, Tiemeyer B, Vos C, Wittnebel M, Müller T, Säurich A, Fahrion-Nitschke A, Gebbert S, Jaconi A, Kolata H, Laggner A, et al (2018) Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 316 p, Thünen Rep 64, DOI:10.3220/REP1542818391000.

Jacobs A, Heidecke C, Jumshudzade Z, Osterburg B, Paulsen HM, Poeplau C (2020) Soil organic carbon certificates - potential and limitations for private and public climate action. *J Sustainable Organic Agric Syst* 70(2), 31-35, DOI:10.3220/lbf1605778405000.

Jäger N, Stange F, Ludwig B, Flessa H (2011) Emission rates of N₂O and CO₂ from soils with different organic matter content from three long-term fertilization experiments – a laboratory study. *Biology and Fertility of Soils* 47, 483-494.

Janzen H H (2004) Carbon cycling in earth systems – a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 399-417.

Jentsch W, Schweigel M, Weissbach F, Scholze H, Pitroff W, Derno M (2007) Methane production in cattle calculated by the composition of the diet. *Archives of Animal Nutrition* 61, 10-19.

-
- Jespersen LM, Baggesen DL, Fog E, Halsnæs K, Hermansen JE, Andreasen L, Strandberg B, Sørensen JT, Halberg N. (2017) Contribution of organic farming to public goods in Denmark. *Org. Agr.* 7, 243–266. doi:10.1007/s13165-017-0193-7.
- JKI (2021) *Behandlungsindex*. Julius Kühn-Institut. Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen. papa.juliuskuehn.de/index.php?menuid=43.
- Jones M R (1989) Analysis of the use of energy in agriculture – Approaches and problems. *Agricultural Systems* 29, 339-355. doi: 10.1016/0308-521X(89)90096-6.
- Jung R, Schmidtke K (2019) Bodenfruchtbarkeit. In: Sanders J, Heß J (eds) *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft*. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep 65, 59-96. DOI:10.3220/REP1576488624000.
- Kirchgeßner M, Windisch W, Müller HL, Kreuzer M (1991) Release of methane and of carbon dioxide by dairy cattle. *Agribiological Research* 44, 91-102.
- Kraatz S (2008) *Ermittlung der Energieeffizienz in der Tierhaltung am Beispiel der Milchviehhaltung*. Dissertation Humboldt-Universität Berlin.
- Kugler K, Mitsos A, Wang G, Wessling M (2015) Ammoniaksynthese 2.0 – Elektrochemie versus Haber Bosch. *Ergebnisse einer Prozesssimulation*. *Berichte aus der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen*. Ausgabe 1/2015.S 52-56. ISSN-Nr. 0179-079X.
- Küstermann B, Kainz M, Hülsbergen K-J (2008) Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 23, 38-52.
- Küstermann B, Christen O, Hülsbergen K-J (2010) Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135, 70-80. DOI: 10.1016/j.agee.2009.08.014.
- Küstermann B, Munch J C, Hülsbergen K-J (2013) Effects of soil tillage and fertilization on re-source efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. *European Journal of Agronomy* 49, 61-73.
- Kushwah S, Dhir A, Sagar M, Gupta B (2019) Determinants of organic food consumption. A systematic literature review on motives and barriers. *Appetite*, 143 (October 2018), Article 104402.
- Kusche D, Hoppe J, Hupe A, Heß J (2019) *Wasserschutz*. In: Sanders J, Heß J (eds) *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft*. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep 65, 25-57. DOI:10.3220/REP1576488624000.
- Lal R (2004) Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science* 304, 1623-1627.
- Lea E, Worsley T (2005) Australians' organic food beliefs, demographics and values. *British Food Journal*, 107(10), 855-869.
- Leithold G, Hülsbergen K-J, Michel D, Schönmeier H (1997) Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: *Deutsche Bundesstiftung Umwelt [Hrsg.]: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen*. Zeller Verlag Osnabrück, pp. 43-55.
- Leithold G, Hülsbergen K-J, Brock C (2015) Organic matter returns to soils must be higher under organic compared to conventional farming. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178, 4-12.

- Leonhardt SD, Gallai N, Garibaldi LA, Kuhlmann M, Klein A-M (2013) Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 14, 461-471. doi: 10.1016/j.baae.2013.06.003
- Levin K, Brandhuber R, Freibauer A, Wiesinger K (2019) Klimaanpassung. In: Sanders J, Heß J (eds) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep 65, 161-190. DOI:10.3220/REP1576488624000.
- Levin K S, Auerswald K, Reents H J, Hülsbergen K-J (2021) Effects of Organic Energy Crop Rotations and Fertilisation with the Liquid Digestate Phase on Organic Carbon in the Topsoil. *Agronomy* 2021, 11, 1393. <https://doi.org/10.3390/agronomy11071393>.
- Lin H-C, Huber J A, Gerl G, Hülsbergen K-J (2016) Nitrogen balances and nitrogen-use efficiency of different organic and conventional farming systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 105, 1-23. doi:10.1007/s10705-016-9770-5.
- Lin H-C, Huber J A, Gerl G, Hülsbergen K-J (2017a) Effects of changing farm management and farm structure on energy balance and energy-use efficiency - A case study of organic and conventional farming systems in southern Germany. *European Journal of Agronomy* 82, 242-253.
- Lin H-C, Hülsbergen K-J (2017b) A new method for analyzing agricultural land-use efficiency, and its application in organic and conventional farming systems in southern Germany. *European Journal of Agronomy*, 83, pp. 15-27.
- Mäder P, Fließbach A, Dubois D, Gunst L, Fried P, Niggli U (2002) Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296, 1694-1697.
- Magnusson M K, Arvola A, Hursti U-K K, Åberg L, Sjöden P-O (2001) Attitudes towards organic foods among Swedish consumers. *British Food Journal*, 103(3), 209-227.
- Märkisches Landbrot (2021) Umwelt- und Naturschutz. www.landbrot.de/oekologie.html.
- Matthey A, Bünger B (2018) Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten – Kostensätze. Auf Grundlage der Ergebnisse des Forschungsprojekts "Methodenkonvention 3.0 - Weiterentwicklung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten". Dessau-Roßlau, 45 p.
- Matthey A, Bünger B (2020) Methodenkonvention 3.1 zur Ermittlung von Umweltkosten. Kostensätze auf Grundlage der Ergebnisse des Forschungsprojekts „Methodenkonvention 3.0 - Weiterentwicklung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten“. Stand 12/2020. Umweltbundesamt (Hrsg.) Dessau-Roßlau. ISSN 1862-4804.
- Meemken E-M, Qaim M (2017) Organic Agriculture, Food Security, and the Environment. *Annual Review of Resource Economics* 10:1, 39-63.
- Michaelidou N, Hassan L M (2010) Modeling the factors affecting rural consumers' purchase of organic and free-range produce: A case study of consumers' from the Island of Arran in Scotland, UK. *Food Policy*, 35, 130-139.
- Mittermayer M, Maidl F-X, Nätscher L, Hülsbergen K-J (2022) Analysis of site-specific N balances in heterogeneous croplands using digital methods. *European Journal of Agronomy* 133 (2022) 126442. DOI.org/10.1016/j.eja.2021.126442.
- Mittermayer M, Heil K, Schuster J, Hagn L, Hülsbergen K-J (2023) Application of digital technologies in organic farming using spatially variable data. Conference paper. 14th European Conference on Precision Agriculture Bologna, July 2-6, 2023.
- Möckel S, Wolf A. (2020) Düngung bleibt weiterhin eine ökologische, rechtliche und politische Herausforderung. *Natur und Recht* (2020) 42: 736-746. <https://doi.org/10.1007/s10357-020-3758-2>.

- Mösl T (2022) Ertragsanalysen im Systemversuch Viehhausen. In: Hülsbergen K-J, Schmid H, Winkhart F, Mösl T: Forschungsbericht zu dem von der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe (FNR) geförderten Projektes „Messung und Bilanzierung von Stoffströmen in Agrar-Systemen zur Treibhausgas-Emissions-Reduktion (MASTER). Technische Universität München.
- 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.
- Naturland (2021) Naturland-Richtlinien Erzeugung 06/2021.
- Oelmann M, Czichy C, Scheele U, Zaun S, Dördelmann O, Harms E, Penning M, Kaupe M, Bergmann A, Steenpaß C (2017) Quantifizierung der landwirtschaftlich verursachten Kosten zur Sicherung der Trinkwasserbereitstellung. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2017-05-24_texte-43-2017_kosten-trinkwasserversorgung.pdf.
- Padel S, Foster C (2005) Exploring the gap between attitudes and behaviour: understanding why consumers buy or do not buy organic food. *British Food Journal*, 107(8), 606-625.
- Paulsen H M (2008) Enhancing GHG balances in organic farms by integration of new bioenergy crops concepts. International conference Organic agriculture and climate change, Enita of Clermont, France, April 17-18, 2008.
- Peter J, Schmid H, Schilling R, Munch J C (2013) Messung und Modellierung von Treibhausgasflüssen auf Versuchsflächen. In: Hülsbergen K-J, Rahmann G (eds.) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep 8, 125-138.
- Pimentel D, Hurd L E, Bellotti A C, Forster M J, Oka I N, Sholes O D, Whitman R J (1973) Food production and the energy crisis. *Science* 182, 443-449.
- Pimentel D, Harvey C, Resosudarmo P, Sinclair K, Kurz D, McNair M, Crist S, Shpritz L, Fitton L, Saffouri R, Blair R (1995) Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267, 1117-1123.
- Pimentel D, Wilson C, McCullum C, Huang R, Dwen P, Flack J, Tran Q, Saltman T, Cliff B (1997) Economic and Environmental Benefits of Biodiversity. *BioScience* 47, 747-757.
- Rahmann G, Aulrich K, Barth K, Böhm H, Koopmann R, Oppermann R, Paulsen H M, Weißmann F (2008) Klima-relevanz des ökologischen Landbaus: Stand des Wissens. *Landbauforsch* 58, 71-89 https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/bitv/dk039994.pdf.
- Rahmann G (2020) Modellberechnungen für eine klimaneutrale Milchproduktion. „π x Daumen“-Papier 1. Thünen-Institut für ökologischen Landbau. https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn064244.pdf.
- Refsgaard K, Halberg N, Kristensen ES (1998) Energy Utilization in Crop and Dairy Production in Organic and Conventional Livestock Production Systems. *Agricultural Systems* 57, 599-630.
- Robertson G P, Pauland E A, Harwood R R (2000) Greenhouse Gases in Intensive Agriculture: Contributions of Individual Gases to the Radiative Forcing of the Atmosphere. *Science* 289, 1922-1925.
- Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson Å, Stuart Chapin F, Lambin E F, Lenton T M, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber H J, Nykvist B, de Wit C A, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder P K, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell R W, Fabry V J, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley J A (2009) A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472-475.
- Rotz CA, Montes F, Chianese DS (2010) The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *Journal of Dairy Science* 93, 1266-1282.

Ruser R, Flessa H, Schilling R, Beese F, Munch JC (2001) Effect of crop-specific field management and N fertilization on N₂O emissions from a fine-loamy soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59, 177-191.

Sanders J, Hess J (eds) (2019) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 364 p, Thünen Rep 65, DOI:10.3220/REP1547040572000.

Schader C, Müller A, Zimmer S, Aendekerck R, Conter G, Adam S, Dahlem R, Moes G (2013a) Ökonomisch-ökologische Analyse von biologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben in Luxemburg. In: Neuhoff D, Stumm C, Ziegler S, Rahmann G, Hamm U, Köpke U (eds) *Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven Ökologischer Landbewirtschaftung: Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*, Bonn, 5.-8. März 2013. Berlin: Dr. Köster: pp 706-709.

Schader C, Petrasek R, Lindenthal T, Weisshaidinger R, Müller W, Müller A, Niggli U, Stolze M (2013b) Volkswirtschaftlicher Nutzen der Bio-Landwirtschaft für Österreich: Beitrag der biologischen Landwirtschaft zur Reduktion der externen Kosten der Landwirtschaft Österreichs. *Diskussionspapier*. Frick, Wien, 58 p.

Schaffner A, Hövelmann L (2009) Der DLG-Nachhaltigkeitsstandard „Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig“. In: Grimm C, Hülsbergen K-J [Hrsg.]: *Nachhaltige Landwirtschaft. Indikatoren – Bilanzierungsansätze, Modelle. Initiativen zum Umweltschutz* 74, 161-169.

Schmid H, Chmelikova L, Anke S, Hülsbergen K-J (2022) Analyse der ökologischen Nachhaltigkeit und Ressourceneffizienz mit Stoff-, Energie- und Treibhausgasbilanzen. In: Hülsbergen K-J, Schmid H, Paulsen HM (Hrsg.) *Steigerung der Ressourceneffizienz durch gesamtbetriebliche Optimierung der Pflanzen- und Milchproduktion unter Einbindung von Tierwohlaspekten – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*. Johann Heinrich von Thünen-Institut, p 31-105, Thünen Rep 92, DOI:10.3220/REP1646034190000.

Schüler M, Paulsen HM, Berg W, Prochnow A (2018) Accounting for inter-annual variability of farm activity data for calculation of greenhouse gas emissions in dairy farming. *International Journal of Life Cycle Assessment* 23, 41-54. DOI:10.1007/s11367-017-1307-x.

Schulz F, Warnecke S, Paulsen HM, Rahmann G (2013) Unterschiede der Fütterung ökologischer und konventioneller Betriebe und deren Einfluss auf die Methan-Emission aus der Verdauung von Milchkühen. In: Hülsbergen KJ, Rahmann G (eds) *Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, pp 189–205, Thünen Rep 8, DOI:10.3220/REP_8_2013.

Serdjuk M, Bodmer U, Hülsbergen K-J (2018) Integration of biogas production into organic arable farming systems: crop yield response and economic effects. *Organic Agriculture*, 8 (4), pp. 301-314.

Seufert V, Ramankutty N, Foley J A (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485, 229-232. DOI: 10.1038/nature11069.

Seufert V, Ramankutty N (2017) Many shades of gray-The context-dependent performance of organic agriculture. *Science Advances* 3(3) e1602638. DOI: 10.1126/sciadv.1602638.

Simon R (2018) Analyse der Ressourceneffizienz und Treibhausgasflüsse von Pflanzenbausystemen zur Bioenergieerzeugung auf der Grundlage feldexperimenteller Daten. Dissertation, Technische Universität München. Weihenstephaner Schriften Ökologischer Landbau und Pflanzenbausysteme Band 7. ISBN: 9783895749490.

Simon R O, Hülsbergen K-J (2021) Energy Balance and Energy Use Efficiency of Annual Bioenergy Crops in Field Experiments in Southern Germany. *Agronomy* 2021, 11, 1835. <https://doi.org/10.3390/agronomy11091835>.

Skinner C, Gattinger A, Muller A, Mäder P, Fließbach A, Stolze M, Ruser R, Niggli U (2014) Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management – A global meta-analysis. *Science of the Total Environment* 468-469, 553-563.

Smith P, Martino D, Cai Z, Gwary D, Janzen H, Kumar P, McCarl B, Ogle S, O'Mara F, Rice C, Scholes B, Sirotenko O (2007) Agriculture. In: *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge.

Soares W L, de Souza Porto M F (2009) Estimating the social cost of pesticide use: An assessment from acute poisoning in Brazil. *Ecological Economics* 68, 2721-2728.

Statista (2022b) Anteil von Bio-Lebensmitteln am Lebensmittelumsatz in Deutschland in den Jahren 2010 bis 2021. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/360581/umfrage/marktanteil-von-biolebensmitteln-in-deutschland/>; zuletzt abgerufen am 21.4.2022.

Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell S E, Fetzer I, Bennett E M, Biggs R, Carpenter S R, de Vries W, de Wit C A, Folke C, et al. (2015) Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science* 347(6223):1259855. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1259855>.

Stein-Bachinger K, Haub A, Gottwald F (2019) Biodiversität. In: Sanders J, Heß J (eds) *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft*. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep 65, 97-131. DOI:10.3220/REP1576488624000.

Stern N (2006) *Stern Review Report on the Economics of Climate Change* (pre-publication edition). Pre-publication PDF edition: HM Treasury. Print version: Cambridge University Press.

Taube F, Bach M, Breuer L, Ewert F, Fohrer N, Leinweber P, Müller T, Wiggering H (2020) *Novellierung der Stoffstrombilanzverordnung: Stickstoff- und Phosphor-Überschüsse nachhaltig begrenzen*. UBA-Texte 200/2020, Dessau-Roßlau, 2020.

Tanentzap A J, Lamb A, Walker S, Farmer A (2015) Resolving Conflicts between Agriculture and the Natural Environment. *PLoS Biol* 13(9): e1002242. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002242>

Thomassen MA, de Boer IJM (2005) Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111, 185-199.

Thomassen MA, van Calker KJ, Smits MCJ, Ipema GL, de Boer IJM (2008) Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems* 96, 95-107.

Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671-677. DOI:10.1038/nature01014.

Treu H, Sanders J (2019) Ökonomische Betrachtung. In: Sanders J, Heß J (eds) *Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft*. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep 65, 263-271. DOI:10.3220/REP1576488624000.

Tuomisto H L, Hodge I D, Riordan P, Macdonald D W (2012) Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems* 108, 42-49.

UBA (2011) Umweltbundesamt. Stellungnahme der Kommission Landwirtschaft am Umweltbundesamt KLU) zur Reform der gemeinsamen Agrarpolitik. Dessau-Rosslau, Germany.

UBA (2015) Umweltbundesamt. Reactive nitrogen in Germany Causes and effects – measures and recommendations. Dessau-Rosslau, Germany.

UBA (2019) Umweltbundesamt. Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen. www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft.

UBA (2021) Umweltbundesamt. Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen. www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgasen.

UBA (2022a) Umweltbundesamt. Gesellschaftliche Kosten von Umweltbelastungen. Umweltbundesamt. www.umweltbundesamt.de/daten/umwelt-wirtschaft/gesellschaftliche-kosten-von-umweltbelastungen#gesamtwirtschaftliche-bedeutung-der-umweltkosten.

UBA (2022b) Umweltbundesamt. Indikator Stickstoffbilanz. www.umweltbundesamt.de/daten/umwelt-indikatoren/indikator-stickstoffueberschuss-der-landwirtschaft

Uhlin H-E (1999) Energy productivity of technological agriculture - lessons from the transition of Swedish agriculture. *Agriculture Ecosystems and Environment* 73, 63-81.

van Grinsven H J M, Holland M, Jacobsen B H, Klimont Z, Sutton M, Willems W J (2013) Costs and Benefits of Nitrogen for Europe and Implications for Mitigation. *Environ. Sci. Technol.* 47, 3571–3579. doi.org/10.1021/es303804g.

van Groenigen JW, Velthof GL, Oenema O, van Groenigen KJ, van Kessel C (2010) Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: A case study for arable crops. *European Journal of Soil Science* 61, 903-913. [doi:10.1111/j.1365-2389.2009.01217.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01217.x).

van Groenigen J W, van Kessel C, Hungate B A, Oenema O, Powlson D S, van Groenigen K J (2017) Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma. *Environ. Sci. Technol.* 51, 4738–4739. DOI: 10.1021/acs.est.7b01427.

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

Vellinga TV, de Haan MHA, Schils RLM, Evers A, van den Pool, van Dasselaaar A (2011) Implementation of GHG mitigation on intensive dairy farms: Farmers' preferences and variation in cost effectiveness. *Livestock Science* 137, 185-195.

Vinzent B, Fuß R, Maidl F-X, Hülsbergen K-J (2018) N₂O emissions and nitrogen dynamics of winter rapeseed fertilized with different N forms and a nitrification inhibitor. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 259, 86-97.

Vockinger F (2013) Analyse der Flächenentwicklung, Anbaustrukturen und Fruchtfolgen ökologisch bewirtschafteter Ackerflächen Bayerns auf der Basis agrarstruktureller Daten. Bachelorarbeit, Technische Universität München.

von Blottnitz H, Rabl A, Boiadjev D, Taylor T, Arnold S (2006) Damage costs of nitrogen fertilizer in Europe and their internalization, *Journal of Environmental Planning and Management*, 49, 413-433, DOI: 10.1080/09640560600601587.

Weckenbrock P, Sanchez-Gellert H L, Gattinger A (2019) Klimaschutz. In: Sanders J, Heß J (eds) Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. 2. überarbeitete und ergänzte Auflage. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Rep 65, 133-159. DOI:10.3220/REP1576488624000.

Weckesser F, Leßke F, Luthardt M, Hülsbergen K-J (2021) Conceptual Design of a Comprehensive Farm Nitrogen Management System. *Agronomy* 2021, 11, 2501. <https://doi.org/10.3390/agronomy11122501>.

Wiesler F, Hund-Rinke K, Gäth S, George E, Greef J M, Hölzle L E, Holz F, Hülsbergen K-J, Pfeil R, Severin K, Frede H-G, Blum B, Schenkel H, Horst W, Dittert K, Ebertseder T, Osterburg B, Philipp W, Pietsch M, Nessel T (2016) Use of organic fertilizers and organic wastes in agriculture. *Berichte über Landwirtschaft*, 94 (1), 1-14.

Wiesmeier M, Mayer S, Paul C, Helming K, Don A, Franko U, Steffens M, Kögel-Knabner I (2020) CO₂-Zertifikate für die Festlegung atmosphärischen Kohlenstoffs in Böden: Methoden, Maßnahmen und Grenzen. *BonaRes Series* 2020/1 | DOI: 10.20387/BonaRes-F8T8-XZ4H. BonaRes-Zentrum für Bodenforschung (Hrsg.) Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ, Department Bodensystemforschung Halle (Saale).

Winkhart F, Mösl T, Schmid H, Hülsbergen K-J (2022) Effects of Organic Maize Cropping Systems on Nitrogen Balances and Nitrous Oxide Emissions. *Agriculture* 12, 907. <https://doi.org/10.3390/agriculture12070907>.

Willett W, Rockström J, Loken B et al. (2019) Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *Lancet* 393 (10170), 447-492. doi: 10.1016/S0140-6736(18)31788-4.

Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages (2018) Energieverbrauch bei der Produktion von mineralischem Stickstoffdünger. Dokumentation WD 8 - 3000 - 088/18.

Zehetmeier M, Baudracco J, Hoffmann H, Heißenhuber A (2012) Does increasing milk yield per cow reduce greenhouse emissions? A system approach. *Animal* 6, 154-166.

Anlagen

Table A. 1: Datengrundlage der Studie

Forschungsprojekt, Untersuchungsschwerpunkt	Gefördert durch	Literatur
Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben (Projektphase 1 von 2008 bis 2013)	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bundesprogramm Ökologischer Landbau	Hülsbergen K-J, Rahmann G [Hrsg.] (2013): Thünen-Report 8
Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben (Projektphase 2 von 2013 bis 2014)	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bundesprogramm Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft	Hülsbergen K-J, Rahmann G [Hrsg.] (2015): Thünen-Report 29
Steigerung der Ressourceneffizienz durch gesamtbetriebliche Optimierung der Pflanzen- und Milchproduktion unter Einbindung von Tierwohlaspekten – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben (2015 bis 2021)	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bundesprogramm Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft	Hülsbergen K-J, Schmid H, Paulsen H M [Hrsg.] (2022): Thünen-Report 92
Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bundesprogramm Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft	Chmelikova L, Hülsbergen K-J (2019): Thünen-Report 65
Messung und Bilanzierung von Stoffströmen in Agrar-Systemen zur Treibhausgas-Emissions-Reduktion	Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe (FNR)	Hülsbergen K-J, Schmid H, Winkhart F, Mösl T (2022): Abschlussbericht

Tabelle A. 2: Kriterien für die Auswahl der Pilotbetriebe

Kriterium	Milchviehbetrieb	Gemischtbetrieb	Marktfruchtbetrieb
Erwerbsart	Vollerwerb		
Betriebsgröße	über dem regionalen Durchschnitt		
Ökologische Bewirtschaftungszeit	mindestens 7 Jahre		
Tierbesatz, Milchvieh (GV ha ⁻¹)	> 0,5	0,1 – 0,5	< 0,1
Leistungs- und Ertragsniveau	Spreizung über die regionale Spannweite		
Anteil Grünlandfläche	< 10 %		
Anteil Weizen am Ackerland	≈ 20 %		
Milchviehrasse	Holstein, Fleckvieh, Braunvieh		
Haltungssystem	Laufstall mit Variationen (Weidegang, Laufhof)		
Dokumentation	Bereitschaft digitale Ackerschlagkartei zu nutzen/einzuführen		
Buchführung	Erforderlich		
Ökonomische und soziale Indikatoren	Bereitschaft, erforderliche Daten zu liefern		
Betriebspaare und Flächenpaare	Mitarbeitswillige Betriebspartner		
Bereitschaft zur langfristigen Zusammenarbeit	Erforderlich		
Synergien zu ähnlichen Projekten	Vorteil: Nutzung bereits erhobener Daten		

Erläuterungen zur Betriebsauswahl:

Die konventionellen Partnerbetriebe wurden nach den gleichen Kriterien wie die ökologischen Pilotbetriebe ausgewählt. Wichtig war die räumliche Nähe zum ökologischen Partnerbetrieb (möglichst direkt angrenzende Flächen mit ähnlichen Bodeneigenschaften). Zudem sollten die ökologischen und konventionellen Partnerbetriebe auf einem vergleichbaren Leistungsniveau (jeweils für den ökologischen und konventionellen Landbau standorttypische Milchleistungen und Getreideerträge) wirtschaften und eine regionaltypische Betriebsausrichtung aufweisen.

Bei der Auswahl der ökologischen Betriebe kam es auch darauf an, verschiedene Anbauverbände einzubeziehen, wobei regionale Unterschiede (Biopark, Gää in der Region Ost, Biokreis in der Region Süd) beachtet wurden.

Tabelle A. 3: Standortbedingungen der Versuchsstation Viehhausen

Kennzahl	ME	Viehhausen Bayern (TUM)
Höhenlage	m über NN	500
Region		Oberbayern Tertiärhügelland
Klima		
Jahresniederschlag	mm	800
Mittl. Lufttemperatur	° C	7,9
Boden		
Bodenart		schluffiger Lehm
Bodentyp		Braunerde-Pseudogley
Textur	%	25% Ton, 60% Schluff, 15% Sand
Ackerzahl		55
C _{org}	g kg ⁻¹	12,0
N _t	g kg ⁻¹	1,2
pH		6,3

Tabelle A. 4: Beschreibung des Systemversuchs Viehhausen

Versuchsfrage	Analyse der Langzeitwirkungen ökologischer und konventioneller Anbau- und Betriebssysteme auf Böden, Pflanzen und Umwelt
Versuchsanlage	Anlagejahr 2009, Dauerfeldexperiment Der Versuch ist ortsstabil, jede Fruchtart wird in jedem Jahr angebaut. 4 Wiederholungen, Parzellengröße: 11 x 6 m, insgesamt 120 Parzellen (Abb. A. 1).
Betriebssysteme	Im Versuch werden vier ökologische Betriebssysteme (Marktfruchtbau, Marktfruchtbau mit Biogassystem, Milchviehhaltung mit Gülle, Milchviehhaltung mit Stallmist) und zwei konventionelle Betriebssysteme (Marktfruchtbau, Milchviehhaltung mit Gülle) abgebildet.
Fruchtfolgen und	Fünffeldrige Fruchtfolgen mit unterschiedlichem Klee gras-, Körnerleguminosen-, Silomais-, Ölfrucht- und Getreideanteil (Abb. A. 1).
Düngung	Systemkonforme organische und mineralische Düngung. Die eingesetzten organischen Dünger entsprechen in Menge und Qualität den theoretischen Anfallmengen des jeweiligen Systems.

Tabelle A. 5: Übersicht zu Indikatoren der Stickstoffeffizienz

Indikator	Analysemethoden	Definition	Literatur
N-Input (N_i)	Messung, Berechnung	N-Input = Summe der N-Zufuhren (z.B. Saatgut, N-Deposition, organische und mineralische Dünger, symbiotische N_2 -Fixierung) ^a	Hülsbergen (2003)
N-Entzug (N_E)	Messung, Berechnung	N-Entzug = N-Menge in der geernteten pflanzlichen Biomasse	
N-Output (N_o)	Berechnung	N-Menge im Verkaufsprodukt	
Boden-N-Vorratsänderung (ΔN_{org})	Messung, Bilanzierung, Modellierung	Bewirtschaftungsbedingte Änderung des Vorrats an organisch gebundenem Stickstoff im Boden	Küstermann et al. (2008, 2010)
N-Saldo (N_s)	N-Bilanzierung	$N_s = N_i - N_E - \Delta N_{org}$ Der N-Saldo wird mit oder ohne (ΔN_{org}) berechnet; er kennzeichnet die potenziellen N-Verluste in die Umwelt	Küstermann et al. (2010)
N-Effizienz (N_{eff})	N-Bilanzierung, Differenzmethode, ¹⁵ N-Isotopen-Technik	$N_{eff} = N_E / N_i$	Leithold et al. (2015) Lin et al. (2016)
N-Verluste (N_v)	Messung, Modellierung	Gasförmige und sickerwassergebundene N-Verluste in Form von NH_3 , N_2 , N_2O , NO_3 In N-Bilanzen werden die N-Verluste summarisch als N-Saldo ausgewiesen.	Küstermann et al. (2013)

^a Die N_2 -Fixierung durch im Boden freilebende Mikroorganismen bleibt in der N-Bilanzierung meist unberücksichtigt. Auch die N-Deposition (N-Immission) wird in den N-Bilanzen nur teilweise berücksichtigt (oft als standortspezifischer Mittelwert, nur selten als Messwert). Aufgrund der unterschiedlichen N-Inputs ergeben sich Einschränkungen bei der Vergleichbarkeit der N-Bilanzsalden unterschiedlicher Studien.

Tabelle A. 6: Übersicht zu Indikatoren der Energieeffizienz

Indikator	Analysemethoden	Definition	Literatur
Energieinput (E_i)	Berechnung mit Energieäquivalenten	<p>Energieinput = direkter und indirekter Einsatz fossiler Energie im Pflanzenbau</p> <p>Direkter Energieinput = Energie, die im Landwirtschaftsbetrieb zur Verrichtung von Arbeit eingesetzt wird (Kraftstoff, Elektroenergie)</p> <p>Indirekter Energieinput = Energie, die im Vorleistungsbereich zur Herstellung von Betriebsmitteln (Saatgut, Dünger, Pflanzenschutzmittel, etc.) und Investitionsgütern (Geräte, Maschinen, Gebäude, etc.) eingesetzt wird</p>	Hülsbergen (2003), Hülsbergen et al. (2001, 2002)
Energieoutput (E_o)	Berechnung unter Berücksichtigung der stofflichen Zusammensetzung der Biomasse	Energieoutput = Bruttoenergiegehalt der geernteten Biomasse	
Nettoenergieoutput (NE_o)	Berechnung	$NE_o = E_o - E_i$ Je Hektar in der geernteten Biomasse gebundene Energie abzüglich des Einsatzes fossiler Energie.	
Energieintensität (E_{int})	Berechnung	$E_{int} = E_i / GE$ $GE = \text{Ertrag in Getreideeinheiten}$ Einsatz fossiler Energie je Produkteinheit	
Output/Input-Verhältnis Energieeffizienz	Messung, Bilanzierung und Modellierung	$EUE = E_o/E_i$ Wichtigster Indikator der Energieeffizienz.	Lin et al. (2017a)

Tabelle A. 7: Übersicht über die Datengrundlage des literaturbasierten Systemvergleichs

Untersuchungsschwerpunkt	Datengrundlage
Stickstoffeffizienz und Stickstoffsalden im Pflanzenbau	<p>36 Studien aus 12 Ländern (10 Europa, 1 Nordamerika und 1 Neuseeland).</p> <p>Die Studien beinhalten Stickstoffbilanzdaten (N-Input, N-Output, N-Saldo, N-Effizienz) für die Systemebenen „Fruchtfolge“ und die Fruchtart „Weizen“.</p> <p>Für die Auswertungen auf Ebene der Fruchtfolge wurden je nach Indikator 57 bis 65 Paare (25 bis 27 Studien) genutzt, für die Auswertungen auf Ebene der Fruchtart Weizen 18 bis 20 Paare (9 bis 11 Studien).</p> <p>Zusätzlich zu den Daten aus der Literaturanalyse wurden Ergebnisse aus 62 ökologischen und konventionellen Pilotbetrieben (31 Paare) in die Datenauswertung einbezogen (diese Ergebnisse sind separat ausgewiesen). Die Daten der Pilotbetriebe beziehen sich auf die Systemebene des „Betriebes“ (Pflanzenbau, im Mittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Betriebe). Die Untersuchungen in den Pilotbetrieben wurden nach einheitlicher Methodik (Stickstoffbilanzierung mit dem Modell REPRO) durchgeführt.</p>
Energiebilanz und Energieeffizienz	<p>46 Studien aus 13 Ländern (10 Europa, 2 Nordamerika und 1 Neuseeland).</p> <p>Die Studien beinhalten Energiebilanzdaten (Energieinput, Energieoutput, Energieeffizienz) für die Systemebenen „Fruchtfolge“ und die Fruchtart „Weizen“.</p> <p>Für die Auswertungen auf Ebene der Fruchtfolge wurden 30 bis 58 Paare (15 bis 27 Studien) genutzt, für die Auswertungen auf Ebene der Fruchtart Weizen 25 bis 53 Paare (12 bis 25 Studien).</p> <p>Auch in diesen Auswertungen wurden zusätzlich zu den Daten aus der Literaturanalyse Ergebnisse aus 62 ökologischen und konventionellen Pilotbetrieben (31 Paare) in die Datenauswertung einbezogen. Die Untersuchungen in den Pilotbetrieben wurden nach einheitlicher Methodik (Energiebilanzierung mit dem Modell REPRO) durchgeführt.</p>

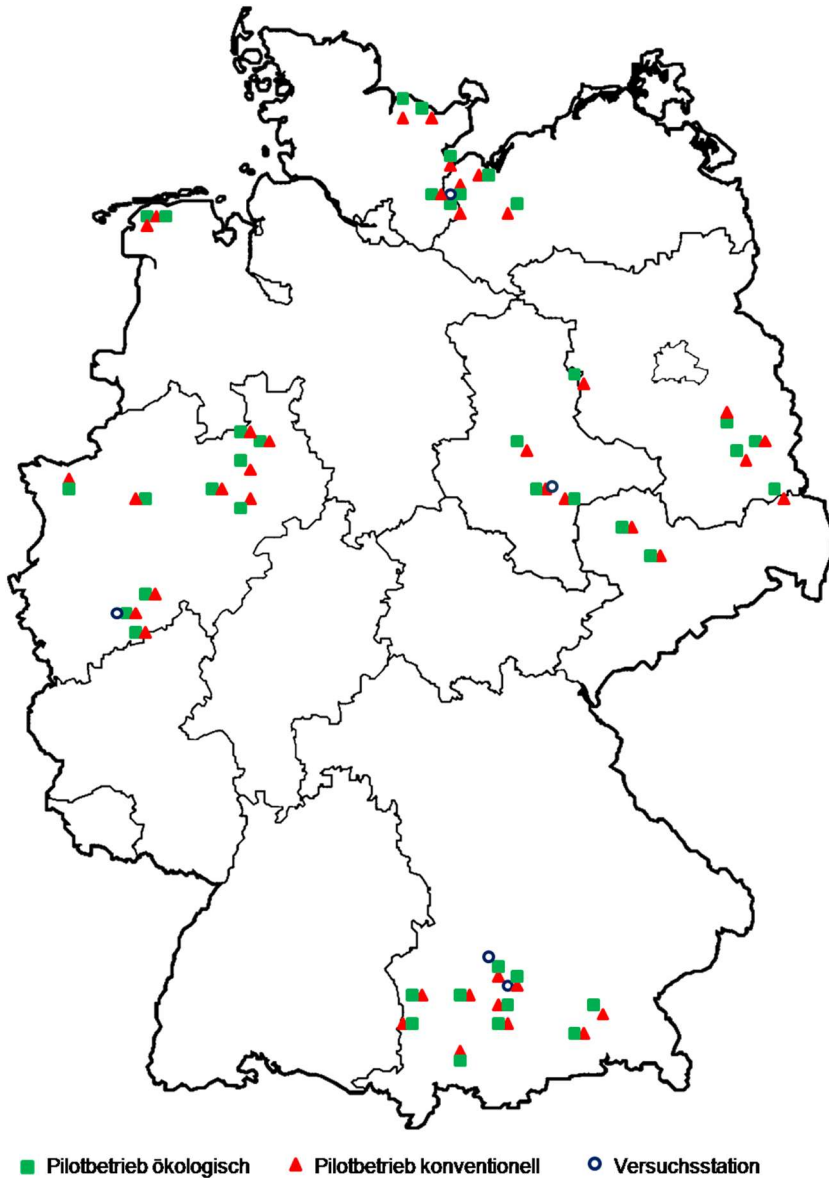


Abbildung A. 1: Lage der Pilotbetriebe und Versuchsstationen. Netzwerk der Pilotbetriebe.

Erläuterungen: Die Lage der Pilotbetriebe ist in Abb. A. 1 dargestellt. Durch diese regionale Auswahl der Betriebe werden sehr unterschiedliche Boden-Klima-Regionen einbezogen. So sind die Klimabedingungen des maritimen Nordens, der trocken-kontinentalen Mitte, des niederschlagsreichen Südens sowie des mild-feuchten Westens der Bundesrepublik Deutschland und die jeweils standorttypischen Böden berücksichtigt.

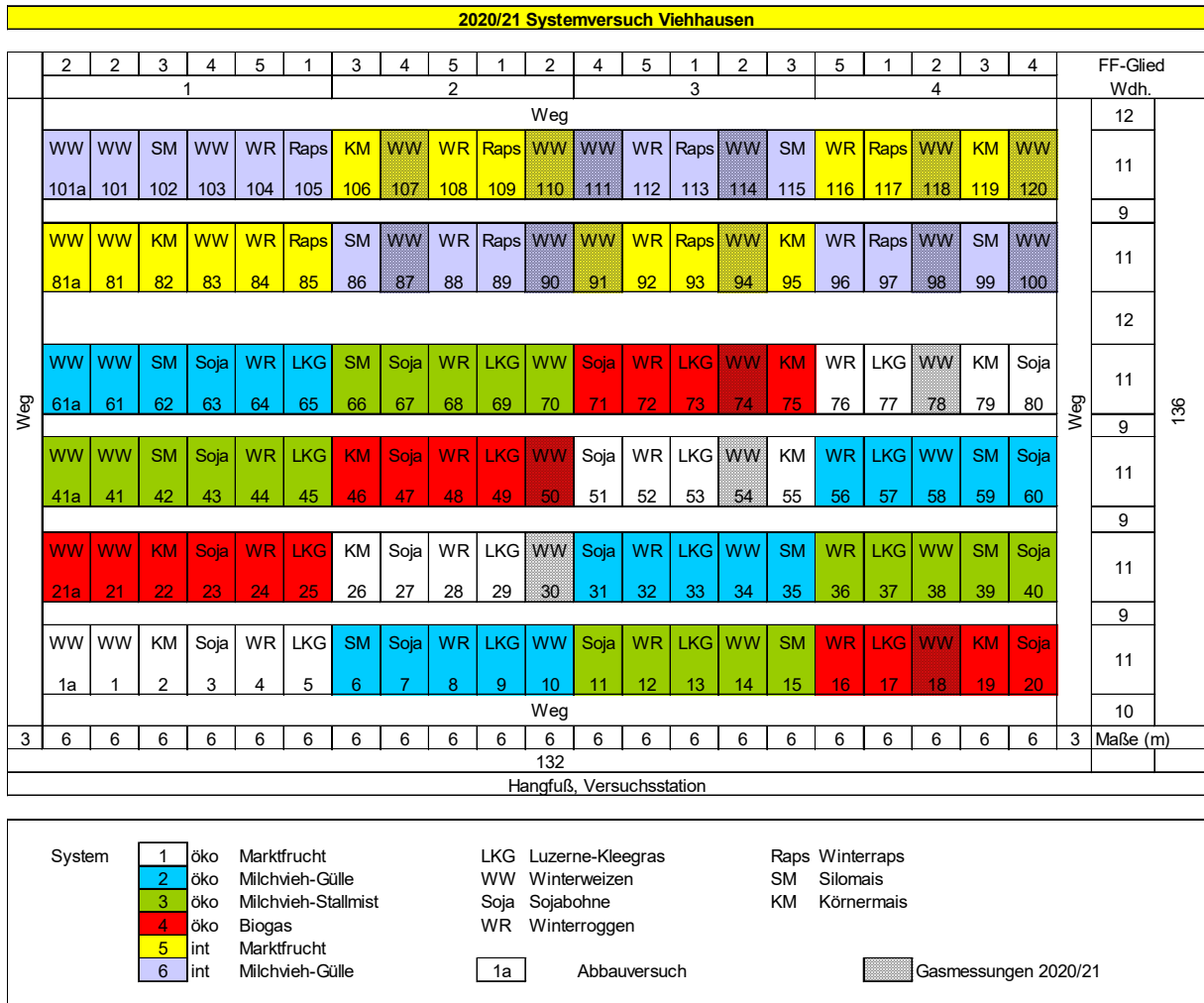


Abbildung A. 2: Versuchsplan, Systemversuch Viehhausen, Anbaujahr 2020/21

ISBN 978 - 3 - 96831 - 035 - 0